



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS

KARINA RIBEIRO DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE UMA
MICROBACIA HIDROGRÁFICA RURAL DOS TABULEIROS
COSTEIROS DO BRASIL**

São Cristóvão-SE

2020

KARINA RIBEIRO DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE UMA MICROBACIA
HIDROGRÁFICA RURAL DOS TABULEIROS COSTEIROS DO
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos como um dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Alexandre Borges Garcia

Co-orientador: Dr. Silvânio Silvério Lopes da Costa

São Cristóvão-SE

2020

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

S586a Silva, Karina Ribeiro da
Avaliação da qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural dos tabuleiros costeiros do Brasil / Karina Ribeiro da Silva ; orientador Carlos Alexandre Borges Garcia. – São Cristóvão, SE, 2020.
103 f. : il.

Dissertação (mestrado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Sergipe, 2020.

1. Recursos hídricos – Administração. 2. Água – Qualidade – Medição. 3. Monitorização ambiental. 4. Poxim, Rio, Bacia (SE). 5. Bacias hidrográficas – Sergipe. I. Garcia, Carlos Alexandre Borges, orient. II. Título.

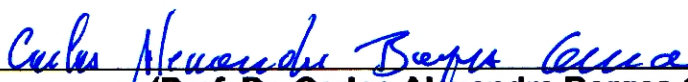
CDU 556.18(813.7)

KARINA RIBEIRO DA SILVA

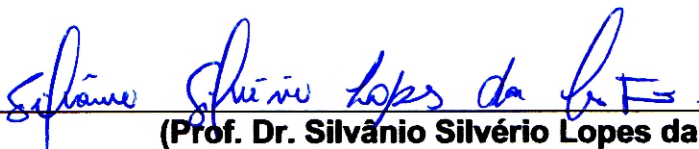
**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE UMA MICROBACIA
HIDROGRÁFICA RURAL DOS TABULEIROS COSTEIROS DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos como um dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos.

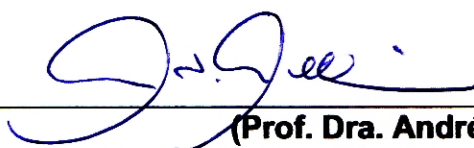
APROVADA: 21 de fevereiro de 2020.



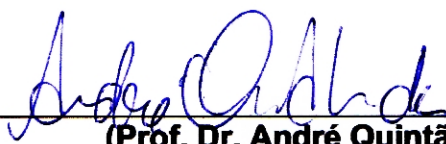
(Prof. Dr. Carlos Alexandre Borges Garcia)
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos



(Prof. Dr. Silvânio Silvério Lopes da Costa)
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos



(Prof. Dra. Andréa Novelli)
Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais



(Prof. Dr. André Quintão de Almeida)
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos

SÃO CRISTÓVÃO

2020

Mulher guerreira, batalhadora, forte e valente.
Esposa dedicada, corajosa, determinada e
compreensiva. Mãe amorosa, bondosa,
protetora, preocupada e as vezes impaciente.
Dedico essa etapa da minha vida especialmente
a essa mulher grandiosa, minha mãe (mainha),
Zilda Lisboa Ribeiro da Silva (*in memoriam*).

“Vive sempre em paz. Uma consciência tranquila, que não traz remorsos de atos passados, nem teme ações futuras, gera harmonia. Nada de fora perturba um coração tranquilo, que pulsa ao compasso do dever cumprido. A paz merece todo o teu esforço para consegui-la”.

Joanna de Ângelis

AGRADECIMENTOS

A Deus que me deu a vida e sempre esteve ao meu lado iluminando meu caminho.

Aos amores de quatro patas, Pacato e Bia, pela companhia, alegria e amor depositados em meu lar.

Aos meus pais, Zilda Lisboa Ribeiro da Silva (*in memoriam*) e Ramiz Ferreira da Silva pela educação, criação, apoio e incentivo que sempre me deram e principalmente pelo amor incondicional.

As minhas irmãs, sobrinhos, cunhados, padrinhos e demais familiares que mesmo distantes estão presentes em todas as etapas da minha vida.

Aos Professores Dr. André Quintão de Almeida pelas idas ao campo, pela ajuda nas coletas e análises *in-situ* e por sanar todas as minhas dúvidas e Dr. José do Patrocínio Hora Alves por todos os ensinamentos, pela pessoa e profissional que é, sempre disposto a ajudar.

Aos meus coorientador e orientador, Prof. Dr. Silvânio Silvério Lopes da Costa e Prof. Dr. Carlos Alexandre Borges Garcia pela orientação.

Aos colegas de trabalho do Departamento de Química, da Universidade Federal de Sergipe que me incentivaram a cursar o mestrado e pelo apoio fundamental. A Igor Vieira Leite e Maria Hortência Rodrigues Lima pelo auxílio na confecção dos mapas e pela companhia fundamental nesse processo.

Aos demais colegas e amigos que estiveram presentes, que entenderam minha ausência nos finais de semana e que me incentivaram a seguir em frente. Agradeço especialmente a Lydia Oliveira e Jailton César pela grande ajuda cedida.

A todos que fazem o Laboratório de Química Ambiental – LQA/UFS e o Instituto de Pesquisa de Sergipe (ITPS), muito obrigada pela ajuda em parte das análises realizadas.

A todos que fazem o PRORH, professores e colegas de turma, muito obrigada pela troca de experiências e convívio durante o curso.

A todos que de alguma forma me ajudaram e acreditaram em mim, deixo aqui meu carinho. Muito obrigada por tudo.

RESUMO

A avaliação da qualidade da água é uma importante ferramenta de apoio a gestão dos recursos hídricos e essencial para identificar as alterações antropogênicas e/ou naturais ocorridas em uma bacia hidrográfica. O principal objetivo desse trabalho foi avaliar a qualidade da água da microbacia hidrográfica do riacho Timbó, sub-bacia do rio Poxim-SE. Nesse sentido, foram realizadas quatro coletas de água no período entre junho de 2018 e agosto de 2019 em três pontos de amostragem. As coletas e análises da água foram realizadas de acordo com os procedimentos estabelecidos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* para os parâmetros: temperatura, turbidez, condutividade elétrica, pH, clorofila a, OD, DBO, STD, sólidos totais, coliformes termotolerantes, COT, Ptotal, N-NH₃, NO₂⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺. Os resultados encontrados foram analisados por técnicas de estatística descritiva, testes de média paramétricos, utilizados para verificar a existência de diferença entre os valores de qualidade da água observados nos três diferentes pontos de coleta e entre as diferentes datas, e por análises multivariadas. Os resultados obtidos mostraram que as concentrações médias de OD (5,68 mg L⁻¹), DBO (3,45 mg L⁻¹) e coliformes termotolerantes (407,61 NMP 100mL⁻¹) não se enquadraram aos padrões estabelecidos para classe 1 de águas doces, porém estão dentro dos limites para as demais classes, estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005. Em relação ao Índice de Qualidade da Água (63), o corpo hídrico foi classificado de boa qualidade. A análise estatística apontou que os parâmetros da água analisados não apresentaram diferença significativa entre os pontos de coleta, contudo, deixa evidente a influência da precipitação pluviométrica em alguns parâmetros, com destaque para o pH, STD, Ptotal, N-NH₃, Cl⁻, Na⁺, SO₄²⁻ e DBO. Dessa forma, ficou evidente que as características físicas, químicas e biológicas das águas da microbacia sofrem influência dos fatores naturais, provocando reflexos na qualidade do corpo hídrico investigado.

Palavras-chave: Recursos hídricos. Monitoramento ambiental. Índice de qualidade da água. Análises multivariadas.

ABSTRACT

The evaluation of water quality is an important tool to support the management of water resources and essential to identify anthropogenic and / or natural changes that occur in a hydrographic basin. The main objective of this work was to evaluate the water quality of the Timbó stream watershed, sub-basin of the Poxim-SE river. In this sense, four water collections were carried out in the period between June 2018 and August 2019 at three sampling points. The collections and analyzes of the water were carried out according to the procedures established in the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater for the parameters: temperature, turbidity, electrical conductivity, pH, chlorophyll a, OD, BOD, STD, total solids, coliforms thermotolerants, COT, Ptotal, N-NH₃, NO₂⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ and Na⁺. The results found were analyzed using descriptive statistics techniques, parametric mean tests, used to verify the existence of differences between the water quality values observed at the three different collection points and between the different dates, and by multivariate analyzes. The results obtained showed that the average concentrations of DO (5.68 mg L⁻¹), BOD (3.45 mg L⁻¹) and thermotolerant coliforms (407.61 NMP 100mL⁻¹) did not fit the standards established for class 1 freshwater, however, are within the limits for the other classes, established in CONAMA Resolution 357/2005. Regarding the Water Quality Index (63), the water body was classified as of good quality. The statistical analysis showed that the water parameters analyzed did not show any significant difference between the collection points, however, it shows the influence of rainfall in some parameters, with emphasis on pH, STD, Ptotal, N-NH₃, Cl⁻, Na⁺, SO₄²⁻ and DBO. Thus, it was evident that the physical, chemical and biological characteristics of waters in the watershed are influenced by natural factors, causing reflections on the quality of the investigated water body.

Keywords: Water resources. Environmental monitoring. Water quality index. Multivariate analyzes.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 -	Distribuição geral dos sólidos presentes nas águas naturais.....	24
FIGURA 2 -	Mapa de localização da microbacia experimental (MBE) do riacho Timbó, São Cristóvão-SE.....	35
FIGURA 3 -	Registros climáticos históricos (precipitação e temperatura atmosférica) para a área da microbacia, período 1980 a 2013.....	36
FIGURA 4 -	Estação meteorológica automática instalada a 800 metros da microbacia.....	38
FIGURA 5 -	Barragem com vertedor triangular, com abertura de 45°, instalada na saída da microbacia.....	39
FIGURA 6 -	Mapa com a localização dos pontos amostrais da água superficial da microbacia do riacho Timbó-SE.....	40
FIGURA 7 -	Fotos ilustrativas do riacho Timbó no período seco.....	41
FIGURA 8 -	Mapa de uso e ocupação do solo da microbacia experimental do riacho Timbó.....	45
FIGURA 9 -	Fotos microbacia. (A - Estrada construída na microbacia; B e C - Margens do riacho Timbó com evidência de pisoteio animal; D - Animal no riacho Timbó).....	46
FIGURA 10 -	Variações mensais dos parâmetros temperatura atmosférica e precipitação da região da microbacia.....	47
FIGURA 11 -	Variações mensais da vazão do riacho Timbó no período de estudo.	48
FIGURA 12 -	Box plots com a variação sazonal dos parâmetros gerais da qualidade da água. (A - potencial hidrogeniônico; B - oxigênio dissolvido; C - turbidez; D - sólidos totais dissolvidos; E - sólidos totais; F - condutividade elétrica; G - temperatura).....	54
FIGURA 13 -	Box plots com a variação sazonal dos parâmetros indicadores de presença de matéria orgânica e biológicos. (A - demanda bioquímica de oxigênio; B - carbono orgânico total; C - coliformes termotolerantes).....	58
FIGURA 14 -	Box plots com a variação sazonal dos nutrientes e da clorofila-a. (A - fósforo total; B - nitrogênio amoniacal; C - nitrito; D - nitrato; E - clorofila a).....	62
FIGURA 15 -	Box plots com a variação sazonal dos íons maiores. (A - cloreto; B - sódio; C - potássio; D - cálcio; E - magnésio; F - sulfato).....	66

FIGURA 16 -	Diagrama de Gibbs mostrando a plotagem das amostras nos três pontos de coleta.....	67
FIGURA 17 -	Representação gráfica da variação do IQA durante as campanhas e faixas de classificação.....	71
FIGURA 18 -	Gráficos de correlação variável entre CP1 e CP2.....	81
FIGURA 19 -	Gráfico de escores para o plano formado pelas duas primeiras componentes principais (PC1 e PC2), considerando os pontos de amostragem e o período do ano em que foram coletadas.....	82
FIGURA 20 -	Dendograma baseado na análise hierárquica de agrupamento de acordo com o método de ligação de Ward's usando a distância Euclidiana, mostrando os diferentes agrupamentos nas campanhas de amostragens.....	83
FIGURA 21 -	Local do primeiro ponto de coleta (PRT-01), próximo a nascente.....	101
FIGURA 22 -	Local do segundo ponto de coleta (PRT-02), próximo a barragem com vertedouro triangular.....	102
FIGURA 23 -	Local do terceiro ponto de coleta (PRT-03), após a barragem com vertedouro triangular.....	103

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 -	Padrões de qualidade da água estabelecidos na Resolução CONAMA n° 357/05 para águas doce de Classe 1.....	19
TABELA 2 -	Frações de carbono orgânico presentes em ambientes aquáticos.....	27
TABELA 3 -	Resumo dos parâmetros agrupados da qualidade da água e suas respectivas características mais relevantes.....	29
TABELA 4 -	Pesos dos respectivos parâmetros de Qualidade da Água.....	32
TABELA 5 -	Faixas e avaliação do IQA.....	23
TABELA 6 -	Parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados nas amostras de água superficial do Riacho Timbó e metodologias analíticas utilizadas.	42
TABELA 7 -	Classificação do coeficiente da correlação de Pearson.....	44
TABELA 8 -	Classes de uso e cobertura da terra mapeadas na MBE.....	46
TABELA 9 -	Valores acumulados de precipitação e vazão da MBE.....	48
TABELA 10 -	Concentrações médias dos parâmetros gerais da qualidade da água da microbacia.....	49
TABELA 11 -	Concentrações médias de DBO, COT e coliformes termotolerantes presentes na água da microbacia do riacho Timbó.....	55
TABELA 12 -	Concentrações médias de nutrientes e clorofila-a presentes na água da microbacia do riacho Timbó.....	59
TABELA 13 -	Concentrações médias dos íons maiores presentes na água da microbacia do riacho Timbó.....	63
TABELA 14 -	Resultados da qualidade da água do riacho Timbó medidos através do Índice de Qualidade da Água (CETESB) para os anos 2018 / 2019.	70
TABELA 15 -	Resultado da análise de variância para os parâmetros da qualidade da água.....	74
TABELA 16 -	Matriz de correlação para os parâmetros da qualidade da água e variáveis hidroclimáticas.....	78
TABELA 17 -	Autovalores e variâncias das componentes principais para o conjunto total de dados.....	79
TABELA 18 -	Pesos das variáveis em relação às duas primeiras componentes principais.....	80

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACP	Análise de Componentes Principais
ANA	Agência Nacional de Águas
ANOVA	Análise de Variância
APHA	American Public Health Association
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
EPA	Environmental Protection Agency
HCA	Análise de Agrupamento Hierárquico
ICP-OES	Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente
IQA	Índice de Qualidade da Água
ITPS	Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe
MBE	Microbacia Experimental
NSF	National Sanitation Foundation
SMEWW	Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater
UFS	Universidade Federal de Sergipe

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
2	OBJETIVOS.....	17
2.1	OBJETIVO GERAL.....	17
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
3	REFERENCIAL TEÓRICO.....	18
3.1	RECURSOS HÍDRICOS.....	18
3.2	BACIAS HIDROGRÁFICAS E SUAS SUBDIVISÕES.....	20
3.3	AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DA ÁGUA SUPERFICIAL.....	22
3.3.1	POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (PH), TEMPERATURA E OXIGÊNIO DISSOLVIDO.....	22
3.3.2	SÓLIDOS: TOTAIS E DISSOLVIDOS.....	24
3.3.3	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE) E TURBIDEZ.....	25
3.3.4	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO) E CARBONO ORGÂNICO TOTAL (COT).....	26
3.4.4	COLORÍMETRO E COLIFORMES TERMOTOLERANTES.....	28
3.4	COMPOSIÇÃO INORGÂNICA DA ÁGUA: TÉCNICAS ANALÍTICAS E PRINCIPAIS COMPOSTOS.....	29
3.5	ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA - IQA.....	31
3.6	MÉTODOS ESTATÍSTICOS.....	33
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	35
4.1	LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	35
4.2	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	37
4.3	VARIÁVEIS HIDROCLIMÁTICAS.....	37

4.4	AMOSTRAGEM.....	39
4.4	METODOLOGIAS ANALÍTICAS.....	41
4.4.1	PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	41
4.4.2	ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	43
4.4.3	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS.....	43
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
5.1	LEVANTAMENTO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	45
5.2	LEVANTAMENTO DAS VARIÁVEIS HIDROCLIMÁTICAS.....	47
5.3	ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS PARÂMETROS GERAIS DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	49
5.4	ESTATÍSTICA DESCRITIVA DA DBO, COT E COLIFORMES TERMOTOLERANTES.....	55
5.5	ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS NUTRIENTES E CLOROFILA-A.....	58
5.6	ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS ÍONS MAIORES.....	62
5.7	ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA - IQA.....	68
5.8	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	73
5.8.1	ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA).....	73
5.8.2	MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON.....	75
5.8.3	ANÁLISES MULTIVARIADAS.....	79
5.8.3.1	ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA).....	79
5.8.3.2	ANÁLISE DE AGRUPAMENTO HIERÁRQUICO (HCA).....	83
6	CONCLUSÃO.....	85
	REFERÊNCIAS.....	87
	APÊNDICE A - FOTOS DAS LOCALIZAÇÕES DOS PONTOS DE COLETA NA MICROBACIA DO RIACHO TIMBÓ.....	101

1 INTRODUÇÃO

No Brasil há aproximadamente 12% da reserva hídrica do planeta terra, sendo que a região norte brasileira possui 78% da água superficial, apresentando a menor concentração demográfica do país. Uma situação inversa é encontrada na região sudeste, em que apresenta a maior concentração populacional e apenas 6% do total da água disponível (GOMES e PEREIRA, 2012).

A complexidade e o agravamento da escassez da água é proveniente de problemas efetivos de disponibilidade e aumento da demanda, e de um processo de gestão setorial e de resposta a crises e sem antecipação da resolução dos problemas (SOMLYODY e VARIS, 2006).

A região nordeste do Brasil, ao longo dos anos, vem sofrendo com a distribuição desigual dos recursos hídricos. A crescente concentração demográfica, as mudanças climáticas, alterando a variabilidade da disposição das precipitações, e o inadequado gerenciamento dos recursos naturais, são fatores que influenciam para o agravamento dessa situação (PBMC, 2014).

Um dos fatores que diminuem a disponibilidade de corpos hídricos de boa qualidade são os processos antropogênicos, como a poluição dos rios e a erosão dos solos, cuja degradação contribui para o agravamento da crise. Para Chen e Lu (2014), atividades antrópicas insustentáveis causam a deterioração da qualidade das águas, tornando-se uma preocupação ambiental primária.

Outro fator que também influencia na qualidade das águas, são os processos naturais, à exemplo do escoamento superficial gerado em decorrência das precipitações, que mesmo em áreas florestadas, são capazes de transportar elementos físicos, químicos e biológicos para os corpos hídricos alterando sua composição.

Uma importante ferramenta para a gestão ambiental é o monitoramento de ecossistemas aquáticos, pois através dele são fornecidas informações que contribuem para diagnosticar a qualidade das águas, possibilitando identificar os principais impactos responsáveis pela degradação dos recursos hídricos (BUZELLI e CUNHA-SANTINO, 2013).

A preservação da qualidade da água é uma necessidade global, que exige atenção especial para as nascentes que são suscetíveis à contaminações química e

microbiológica, de origens antropogênica e/ou natural, por essa razão é imprescindível a avaliação periódica da qualidade das águas dos mananciais (GUO *et al.*, 2019; LAINI *et al.*, 2012; SMA, 2009).

A importância de estudar microbacias hidrográficas se deve ao fato que o entendimento dos problemas relacionados ao uso e a ocupação do solo e a influência dos processos hidroclimáticos se torna mais viável, devido suas dimensões reduzidas favorecerem o planejamento e gestão dos recursos hídricos, bem como a sua relevância para o fornecimento de água para comunidades rurais e urbanas e para o abastecimento de grandes rios (GUERRA e CUNHA, 2004; MEDEIROS *et al.*, 2009).

Considerando os aspectos abordados, o estudo da qualidade da água superficial da microbacia hidrográfica da região rural de São Cristóvão/SE se faz necessário, uma vez que possui uma importante nascente para o rio Poxim-Açu, um dos rios principais da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, essencial para o abastecimento humano da região metropolitana de Aracaju.

Além disso, mediante os escassos estudos relacionados com qualidade da água nos ecossistemas da região dos tabuleiros costeiros do nordeste brasileiro, faz-se necessário estudos que forneçam informações a respeito da qualidade da água dessa região, capazes de contribuir no gerenciamento desses recursos hídricos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a qualidade da água superficial da microbacia hidrográfica do riacho Timbó em São Cristóvão-SE, para identificar os parâmetros responsáveis pelas suas variações e determinar a influência de fontes naturais e/ou antrópicas.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar parâmetros físicos, químicos e biológicos da água;
- Avaliar possíveis alterações nos valores das concentrações dos parâmetros analisados, quando comparados com os padrões estabelecidos na resolução CONAMA n° 357/2005 do Ministério do Meio Ambiente;
- Estabelecer o índice de qualidade da água (IQA) utilizando o modelo da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB);
- Verificar a influência das características físico-climáticas e antrópicas da bacia, sobre os parâmetros analisados de qualidade da água;
- Identificar com técnicas de estatística multivariada, quais os principais parâmetros que influenciam na máxima variabilidade da qualidade da água.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 RECURSOS HÍDRICOS

As águas superficiais são corpos hídricos que se acumulam na superfície dando origem a riachos, lagos, córregos e rios. Por não penetrarem totalmente no solo, desempenham um importante papel para a vida no planeta, pois são as principais responsáveis pelo seu abastecimento (ANA, 2018). Apesar de sua importância, as águas superficiais representam a menor parcela de água disponível na Terra.

Um dos grandes problemas ambientais mundiais é a poluição, sendo que os rios e lagos estão sendo os ecossistemas mais intensamente influenciados pelo homem (LOPES, 2006). No Brasil, a carência de recursos hídricos com bons índices de qualidade também está associada a utilização de forma irracional desses recursos naturais. No país é desperdiçado aproximadamente 37% de água tratada por gestão inadequada, o que daria para abastecer toda a França, a Bélgica, a Suíça e o norte da Itália (REBOUÇAS; BRAGA; TUNDISI, 2015).

Para Tyagi *et al.* (2013) o aumento da população, a industrialização, a urbanização, entre outros fatores, estão deteriorando a disponibilidade e a qualidade das águas superficiais. Merten e Minella (2002) compartilham da mesma ideia quando afirmam que a qualidade da água vem piorando devido ao aumento da população e à ausência de políticas públicas voltadas para a sua preservação.

O desperdício de água, somado a má gestão, colaboram para a escassez dos recursos hídricos, sendo importante a efetivação e fiscalização de políticas públicas voltadas a manutenção da qualidade e quantidade destes recursos. Deve-se considerar também nesse processo, o importante papel da sociedade para a manutenção da disponibilidade de água de boa qualidade, necessitando ser adotado o uso racional por meio de uma gestão sustentável, visando a necessidade das gerações futuras.

No Brasil, desde o início do século passado, são elaboradas políticas e legislações que trazem uma valorização dos recursos hídricos e uma preocupação com o meio ambiente.

Para garantir água com padrões de qualidade para as gerações futuras, o Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, instituiu a Resolução n° 357, em 17 de março de 2005, a qual “dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”. Na Tabela 1, encontram-se alguns valores padrões de parâmetros físicos, químicos e biológicos determinados para águas doce de Classe 1.

Tabela 1. Padrões de qualidade da água estabelecidos na Resolução CONAMA n° 357/05 para águas doce de Classe 1.

Parâmetros Avaliados	Padrões Máximos Estabelecidos
Potencial hidrogeniônico (pH)	Entre: 6,0 a 9,0
DBO 5 dias a 20°C	3 mg L ⁻¹ O ₂
Oxigênio dissolvido (OD)	≥ 6 mg L ⁻¹ O ₂
Turbidez	40 UNT
Sólidos dissolvidos totais	500 mg L ⁻¹
Coliformes termotolerantes	¹ 200 NPM 100 mL ⁻¹
Clorofila-a	10 µg L ⁻¹
² Fósforo total	0,1 mg L ⁻¹ P

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA n° 357. (BRASIL, 2015)

¹ Em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano.

² Em ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários.

Melo *et al.* (2018) avaliaram os impactos da cobertura florestal tropical na qualidade da água em bacias agrícolas no sudeste do Brasil. Foi verificado em dois pontos de amostragem que as águas foram classificadas como sendo das Classes 2¹ e 3², devido a presença de coliformes fecais, possivelmente devido a região ser ocupada por propriedades rurais de pequeno porte com características de terrenos agrícolas, sem coleta de esgoto, onde o descarte se dá de forma direta no solo ou no rio. Para os autores essa condição leva a um tratamento de água mais complexo do que os rios classificados como Classe 1³.

Fia *et al.* (2012) analisaram a variação espaço-temporal das características tróficas dos principais cursos de água afluentes à Lagoa Mirim, no estado do Rio

¹ Águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional.

² Águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional.

³ Águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional.

Grande do Sul. Os resultados de fósforo encontrados em todas as amostragens foram superiores, quando comparados com os padrões estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357 de 2005 para águas doces de Classe 1. De acordo com os autores, essa condição se deve provavelmente em função de despejos domésticos e industriais sem tratamento.

Os valores máximos permitidos dos principais ânions encontrados nas águas, também estão estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357, para águas doces de Classe 1: cloreto (250 mg L^{-1}), sulfato total (250 mg L^{-1}), fluoreto total ($1,4 \text{ mg L}^{-1} \text{ F}$), nitrato ($10,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$) e nitrito ($1,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$).

Girardi *et al.* (2016) avaliaram as alterações dos parâmetros de qualidade das águas superficiais em bioma de Mata Atlântica, provocadas por eventos de precipitação intensa na bacia do Ribeirão Concórdia, localizada no estado de Santa Catarina. Alguns resultados para o íon nitrato excederam os limites estabelecidos na Classe 1 para águas doces da Resolução CONAMA nº 357. Segundo os autores, esse aumento da concentração do nitrato se deu após intenso período chuvoso, provavelmente devido a nitrificação de amônio, que é termodinamicamente favorável em um ambiente rico em oxigênio dissolvido e, também pelo nitrogênio em ambientes aquáticos ser geralmente encontrado na forma de nitrato.

Estima-se que em 2025 aproximadamente 20% da população mundial enfrentará problemas de disponibilidade de água e cerca de 120.000 km^3 de corpos hídricos já se encontrem contaminados. Se esse ritmo de degradação for mantido, ocorrerá o comprometimento dos ecossistemas e da saúde da população (MARTINS e VALENCIO, 2003). Em Sergipe esse cenário vem se agravando com o crescimento da população e a distribuição desigual das precipitações (SERGIPE, 2002), com isso qualidade dos corpos hídricos superficiais no Estado vem diminuindo.

3.2 BACIAS HIDROGRÁFICAS E SUAS SUBDIVISÕES

As bacias hidrográficas são sistemas de grande importância para a vida na terra, devido aos processos hidrológicos que nelas ocorrem. São compreendidas por serem áreas drenadas por um rio principal, seus afluentes e subafluentes, sendo as

declividades do rio e da bacia, o comprimento do rio principal e a área de drenagem suas características principais (TUCCI e MENDES, 2006).

A lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, Lei das Águas, adota a definição de bacia hidrográfica como a “unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos”. Desse modo é de fundamental importância o conhecimento do conceito, particularidades e de suas subdivisões.

As bacias hidrográficas podem ser divididas em sub-bacias e microbacias. As sub-bacias são áreas de drenagem dos tributários do curso d’água principal (TEODORO *et al.*, 2007), já a microbacia para Cecílio e Reis (2006) é uma sub-bacia hidrográfica de área reduzida, com área máxima variando entre 10 a 20.000 ha e para Calijuri e Bubel (2006) microbacias são áreas formadas por canais de 1ª e 2ª ordem e, em alguns casos, de 3ª ordem, devendo ser definida como base na dinâmica dos processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos.

As microbacias são importantes, pois abastecem grandes rios e servem muitas vezes como fonte de abastecimento para comunidades rurais e urbanas situadas em seu entorno. As bacias hidrográficas podem ainda ser classificadas como representativa⁴, elementares⁵ e experimentais⁶, as últimas possuem características físicas relativamente uniformes, onde são realizados estudos detalhados do ciclo hidrológico (PAIVA e PAIVA, 2001).

As bacias experimentais apresentam como funções a avaliação dos efeitos de diferentes usos do solo na produção de sedimentos e no monitoramento de dados hidrológicos. Também podem servir de treinamento para técnicos e estudantes, bem como em testes, calibrações e validações de modelos hidrológicos (MONTE-MOR, 2012).

⁴ Bacias instrumentadas com aparelhos de observação e registro de fenômenos hidrológicos que representam bacias situadas em uma mesma região homogênea.

⁵ Bacias de pequena ordem, que constituem a menor unidade geomorfológica onde podem ocorrer todos os processos elementares do ciclo hidrológico.

⁶ Bacias relativamente homogêneas no que se refere à cobertura do solo.

3.3 AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DA ÁGUA SUPERFICIAL

Para discorrer sobre qualidade da água é necessário conhecer as características físicas, químicas e biológicas dos recursos hídricos, e a partir de suas propriedades saber distinguir diferentes finalidades de usos. A qualidade dos recursos hídricos e sua disponibilidade, podem ser influenciadas pelo uso e ocupação do solo. Os principais fatores que influenciam diretamente nesse processo são a supressão da vegetação, a urbanização acelerada e o uso agrícola (CORNELLI *et al.*, 2016).

Para Tucci (2001) a qualidade das águas depende das condições geológicas, geomorfológicas, da cobertura vegetal da bacia de drenagem, do comportamento dos ecossistemas terrestres e das ações humanas. O autor afirma que as ações do homem que mais podem influenciar a qualidade da água são: o lançamento de cargas nos sistemas hídricos, a alteração do uso do solo rural e urbano e as modificações no sistema fluvial.

A seguir estão descritos os principais parâmetros utilizados na avaliação da qualidade das águas doces de ecossistemas lóticos.

3.3.1 Potencial Hidrogeniônico, Temperatura e Oxigênio Dissolvido

O potencial hidrogeniônico (pH) consiste na concentração dos íons H^+ nos corpos hídricos e reflete a intensidade das condições ácidas ou alcalinas do ambiente aquático (LIBÂNIO, 2010). Esse parâmetro é importante, pois pode identificar a toxicidade de compostos potencialmente tóxicos, em relação à vida aquática (TUCCI *et al.*, 2015).

No estudo realizado por Girard *et al.* (2016), o qual avaliou as alterações dos parâmetros de qualidade de águas superficiais, em bioma de Mata Atlântica, provocadas por eventos de precipitação intensa, pode-se observar que o pH apresentou comportamento uniforme, reduzindo seu valor em todos os eventos de chuvas intensas.

Segundo Fujii *et al.* (2011) em florestas tropicais, a acidificação do solo é um processo pedogênico⁷ conduzido por fontes de prótons, tais como deposição ácida, nitrificação, desacoplamento de carbono, ácidos orgânicos e absorção excessiva de cátions pela vegetação em ecossistemas florestais. Assim, quando ocorre escoamento desses solos para os rios, pode haver uma redução no pH da água.

A temperatura da água e dos fluidos em geral, indica o deslocamento da energia cinética, a partir do movimento de agitação das moléculas e resume o fenômeno de transferência de calor a massa líquida (LIBÂNIO, 2010). É uma característica física, diretamente proporcional a solubilidade das substâncias, concentração do oxigênio dissolvido, metabolismo dos organismos presentes no ambiente aquático, recrudescimento⁸ microbiológico, dentre outros (DEZUANE, 1997).

Estudos relatam que o uso da terra tem impactos significativos na qualidade da água dos rios e que os mecanismos são complexos. Desmatamento, atividades agrícolas e urbanização, geralmente modificam as características da superfície terrestre alterando a temperatura da água (DING *et al.*, 2015).

O oxigênio dissolvido (OD), parâmetro mais importante para caracterizar um ambiente aquático, deve apresentar-se saturado em águas superficiais de boa qualidade. Com o aumento da temperatura, a concentração de oxigênio dissolvido diminui. A concentração de OD nos cursos d'água depende da temperatura, da pressão atmosférica, da salinidade, das atividades biológicas e das características hidráulicas (PETRUF *et al.*, 2011).

Mello *et al.* (2018) analisaram os efeitos do uso e cobertura da terra sobre a qualidade da água de riachos de baixa ordem, comparando as influências da bacia hidrográfica e da zona ribeirinha na bacia do rio Sarapuí, localizada no estado de São Paulo. De acordo com os resultados encontrados na análise de correlação, a mata ciliar teve um papel significativo no aumento da concentração de OD.

Segundo Abell e Allan (2002), os riachos florestados têm água mais fria e maiores níveis de concentração de oxigênio, uma vez que a demanda de OD aumenta com a diminuição da temperatura. Enquanto que as pastagens podem aumentar a

⁷ Formação, características e evolução dos solos.

⁸ Tornar-se mais forte.

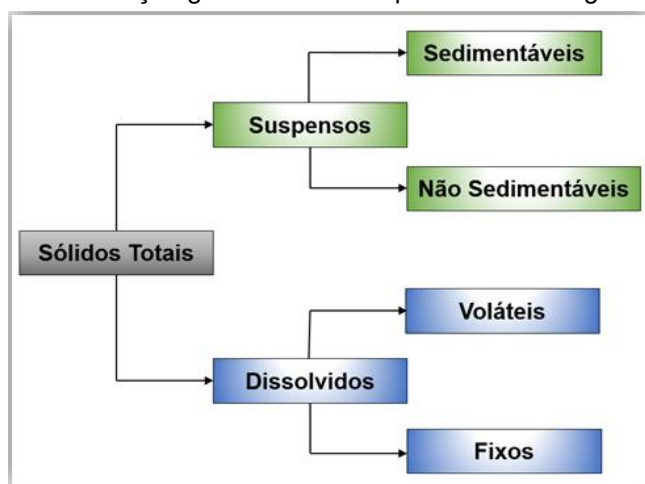
temperatura da água e as áreas urbanas levam a uma diminuição da concentração de OD devido à descarga de matéria orgânica (CALIJURI *et al.*, 2015).

3.3.2 Sólidos Totais e Dissolvidos

Toda matéria que permanece como resíduo nas águas após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado, correspondem aos sólidos. De modo simplificado, as operações de secagem, calcinação e filtração são as que definem as diferentes frações de sólidos presentes na água (CETESB, 2018).

Sólidos totais é a expressão utilizada para o resíduo de material deixado no recipiente após a evaporação de uma amostra e a subsequente secagem em um forno a uma temperatura definida. Os sólidos totais incluem, os suspensos e os dissolvidos (APHA, 2012), ilustrados na Figura 1.

Figura 1 - Distribuição geral dos sólidos presentes nas águas naturais.



Fonte: Adaptado de LIBÂNIO, 2010, p.34.

Para Silva (2013) os sólidos existentes nas águas podem ter procedência natural ou antropogênica. As causas naturais são provenientes do intemperismo das rochas e de processos erosivos dos solos e as causas antropogênicas são decorrentes dos sólidos de esgotos domésticos não tratados e das perdas de solos por erosão.

De acordo com o *Standard Methods for Examination of the Water and Wastewater* (APHA, 2012), os sólidos totais dissolvidos (STD) são a porção de sólidos que passam através de um filtro de tamanho nominal de poro de 2,0 μm (ou menor) sob condições especificadas. A concentração de sólidos totais dissolvidos é diretamente proporcional à condutividade elétrica da água, ou seja, à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, a condutividade da água aumenta.

Alves e Garcia (2006) avaliaram a qualidade da água da sub-bacia do rio Poxim, durante um ano, em quatro campanhas de amostragem, através de um conjunto de parâmetros químicos em 15 estações distribuídas ao longo da bacia. Eles observaram uma excelente correlação entre condutividade e STD em todas as campanhas. Também constataram que em todas as estações, os valores dos STD ficaram abaixo de 250 mg L^{-1} , atendendo ao limite estabelecido pela Resolução nº 357 do CONAMA para Águas Doces Classe 1.

3.3.3 Condutividade Elétrica e Turbidez

A condutividade elétrica (CE) determina a capacidade da água conduzir corrente elétrica e indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água. Ela depende das concentrações iônicas e da temperatura. Geralmente, corpos hídricos impactados apresentam valores superiores a $100 \mu\text{S/cm}$ (CETESB, 2018). A CE é geralmente utilizada para estimar a contribuição iônica da chuva e da água sub-superficial e serve como indicador do total de sólidos dissolvidos (MAKINECI; DEMIR; KARTALOGLU, 2015).

No estudo de Marmontel *et al.* (2018) a condutividade elétrica, os sólidos totais dissolvidos e a salinidade foram fortemente correlacionados entre si. Os autores sugeriram que esse resultado já é esperado, pois esses parâmetros expressam processos de qualidade da água muito semelhantes.

A turbidez é uma característica física da água, causada pela presença de materiais em suspensão e coloidais. Devido ao seu valor estético, tem importância na verificação da qualidade da água, pois as partículas de argila, silte, plâncton,

microrganismos, matéria orgânica e inorgânica causam uma má impressão, levando a associação com fontes poluidoras e impróprias para o consumo (LIBÂNIO, 2010).

Em geral, a turbidez da água bruta de mananciais superficiais apresenta variações sazonais significativas entre períodos chuvosos e de estiagem (Brasil, 2006), pois a erosão das margens dos rios em períodos de chuva acarreta o aumento da turbidez das águas, decorrente do mau uso do solo, como no caso do desmatamento de matas ciliares (BERTOL *et al.*, 2007).

3.3.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Carbono Orgânico Total (COT)

A DBO indica o consumo ou a demanda de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica contida na amostra de água. Esse parâmetro refere-se exclusivamente à matéria orgânica mineralizada por atividade dos microrganismos (BRASIL, 2006).

Em geral, para a determinação da DBO, utiliza-se um período de incubação de 5 dias, para a completa estabilização da matéria orgânica, a uma temperatura de faixa ótima para atividade dos microrganismos, 20°C. A análise desse parâmetro normalmente é representada como DBO_{5,20}, referente ao tempo e a temperatura de incubação (BAIRD, 2011).

Ainda de acordo com o ministério da saúde (BRASIL, 2006), em ambientes naturais não poluídos, a concentração de DBO é baixa, entre 1 e 10 mg L⁻¹, podendo apresentar valores mais elevados em corpos d'água sujeitos à poluição orgânica, geralmente decorrente do recebimento de esgotos domésticos ou de criatórios de animais.

Queiroz, Silva e Paiva (2017) avaliaram sazonalmente a qualidade da água do Rio Paraíba do Sul - SP. Os autores observaram que a lixiviação da matéria orgânica causada pelos maiores índices pluviométricos, contribuíram para o aumento da DBO no corpo hídrico estudado.

O carbono orgânico total (COT) na água é um parâmetro utilizado para mensurar a variedade de compostos orgânicos presentes em vários estados de oxidação e expressa toda matéria orgânica existente em uma amostra aquosa. (APHA, 2012). Essa variável é um bom indicador do grau de poluição do corpo hídrico,

uma vez que em água doce, origina-se da matéria viva e também como componente de vários efluentes e resíduos (CETESB, 2009).

De acordo com o Standard Methods for Examination of the Water and Wastewater (APHA, 2012) existem duas frações de carbono total (CT) no ambiente: a inorgânica (carbonatos, bicarbonatos e CO₂ dissolvido) e a orgânica (todos os átomos de carbono ligados covalentemente em moléculas orgânicas). Para se determinar o COT deve-se eliminar ou compensar interferências de carbono inorgânico, pois na maioria das amostras de água, a fração inorgânica de carbono é muitas vezes maior que a fração orgânica.

Na Tabela 2, encontram-se as diversas formas dentre as quais o carbono orgânico apresenta-se em ambientes aquáticos, de acordo com APHA, 2012.

Tabela 2. Frações de carbono orgânico presentes em ambientes aquáticos.

Fração	Símbolo	Descrição
Carbono Orgânico Dissolvido	COD	Fração de TOC que passa por um filtro de 0,45 µm.
Carbono Orgânico Particulado	CO _{Pt}	Também conhecido como carbono orgânico suspenso, é a fração de TOC retida por um filtro de 0,45 µm.
Carbono Orgânico Purgável	CO _{Pu}	Também conhecido como carbono orgânico volátil, é a fração de TOC removida de uma solução aquosa por decapagem de gás sob condições especificadas.
Carbono Orgânico não Purgável	CONP	Fração de TOC não removida por descargas de gás.

Fonte: Adaptado de APHA, 2012.

Górniak (2017) avaliou os padrões espaciais e temporais de carbono orgânico total ao longo do curso do rio Vístula, na Europa Central. O autor verificou que as concentrações de COT variaram de 1,1 a 29,3 mg L⁻¹ no período de 2000 a 2014 e que a sazonalidade foi claramente marcada. As diferenças das concentrações médias anuais de COT nos anos chuvoso (2010) e seco (2012) mostraram que, na parte central do curso do rio Vístula, maiores fluxos de água aumentaram significativamente o COT. O autor sugere que os valores médios das concentrações de COT ao longo do curso do rio foram significativamente correlacionados com o escoamento superficial, que é um fator importante para determinar a riqueza de matéria orgânica nos rios.

3.3.5 Clorofila a e Coliformes Termotolerantes

Pigmento verde essencial para a fotossíntese, a clorofila está contida em todas as algas (KLUGE *et al.*, 2015). A medição desse pigmento pode fornecer algumas informações sobre a quantidade relativa de biomassa de algas presentes. A clorofila a é uma medida indireta de biomassa, que torna-se necessária devido à dificuldade das medidas gravimétricas precisas em baixas densidades de células (APHA, 2012).

A clorofila a é essencial para que os organismos e plantas aquáticas realizem a fotossíntese e o metabolismo (LIBÂNIO, 2010), sendo um indicador essencial do estado trófico dos corpos hídricos.

Bowes *et al.* (2012) analisando as alterações espaciais e temporais da clorofila a na bacia do rio Tamisa, Reino Unido, observaram que as concentrações médias de clorofila a estão intimamente associadas ao comprimento do rio, indicando que o tempo de permanência na água, e não a concentração de fósforo, é a variável-chave na determinação da biomassa fitoplanctônica.

Os organismos mais comumente utilizados como indicadores de contaminação fecal são os coliformes totais e os coliformes termotolerantes (SPERLING, 2004). Os termotolerantes são bactérias do grupo *coliforme* que servem como indicadoras da contaminação de uma amostra de água por fezes, pois, normalmente habitam o trato intestinal dos animais de sangue quente. Elas também podem ser encontradas naturalmente na vegetação e no solo. Doenças de veiculação hídrica usualmente são transmitidas por organismos patogênicos eliminados pelas fezes dos animais nos ambientes aquáticos (LIBÂNIO, 2010).

De acordo com Sperling (2004), a *Escherichia coli* é a principal bactéria do grupo coliforme termotolerantes, apresentando-se consideravelmente nas fezes dos animais e humanos, por essa razão é a única que dá garantia de contaminação exclusivamente fecal.

Em síntese, a avaliação da qualidade da água deve ser feita de forma complementar para uma eficaz interpretação dos resultados, considerando-se a soma das informações de caráter físico, químico e biológico. Como apresentado na Tabela 3, os parâmetros agrupados abrangem as características mais relevantes da

qualidade das águas naturais e representam instrumentos de avaliação (BRASIL, 2006).

Tabela 3. Resumo dos parâmetros agrupados da qualidade da água e suas respectivas características.

Parâmetros Agrupados	Características Relevantes
Condutividade, alcalinidade e dureza.	Grau de mineralização
Oxigênio dissolvido, DBO, COT e amônio.	Poluição orgânica
Nitrogênio e fósforo.	Presença de nutrientes
Metais pesados, detergentes, pesticidas e compostos organossintéticos.	Presença de poluentes significativos
Bactérias coliformes	Contaminação fecal
Sólidos, cor e turbidez.	Aspecto físico
Temperatura e oxigênio dissolvido	Padrão de circulação do corpo d'água

Fonte: Adaptado de BRASIL, 2006.

3.4 COMPOSIÇÃO INORGÂNICA DA ÁGUA: TÉCNICAS ANALÍTICAS E PRINCIPAIS COMPOSTOS

Para se determinar os constituintes inorgânicos em amostras aquosas, existe ampla variedade de técnicas analíticas, as mais utilizadas são: cromatografia de íons (IC), espectrometria de absorção atômica (AAS) e espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) (GROS *et al.*, 2008; SANTOS *et al.*, 2011; LATORRE *et al.*, 2012).

A cromatografia iônica ou de íons, técnica adotada nesta pesquisa, é um método muito difundido por sua boa reprodutibilidade, aplicabilidade e credibilidade metodológica. Trata-se de uma técnica analítica bastante eficaz para detecção e quantificação de cátions e ânions em colunas com capacidade de troca iônica relativamente baixa. (SKOOG *et al.*, 2017).

Os compostos dissolvidos utilizados para a avaliação da qualidade da água que merecem destaque são: nutrientes (amônia, nitrito, nitrato e fosfato), cátions (sódio, potássio, cálcio, magnésio) e ânions (fluoretos, sulfatos, cloretos) (BRASIL, 2006).

De acordo com o Ministério da Saúde (BRASIL, 2006), o nitrogênio pode ser encontrado sob diversas formas no meio aquático, nitrogênio molecular (N₂),

nitrogênio orgânico, íon amônio (NH_4^+), íon nitrito (NO_2^-) e íon nitrato (NO_3^-). Segundo Libânio (2010) o ciclo de nitrogênio ocorre através da ação das bactérias nos processos químicos e biológicos de nitrificação e desnitrificação. O primeiro se embasa na formação de nitrito e posteriormente de nitrato, pela oxidação do gás amônia (NH_3), e o segundo consiste na redução do nitrato a nitrogênio gasoso. As formas do nitrogênio compreendem a fase da poluição do corpo d'água, onde em corpos hídricos com poluição recente, verifica-se a presença de nitrogênio orgânico ou amoniacal e em poluição antiga concentrações de nitrato e nitrito.

Uma das formas de deterioração da qualidade da água é causada pelo excesso de nutrientes, processo conhecido como eutrofização. Os principais nutrientes responsáveis pela eutrofização são o nitrogênio e o fósforo, presentes na água podem ter origem natural ou antrópica. De acordo com Hansen e Marquez-Pacheco (2012), as fontes naturais ocorrem quando os nutrientes contidos na forma mineral ou matéria orgânica em sedimentos são libertados e ficam disponíveis para o crescimento de algas e bactérias, já a fonte antropogênica desses nutrientes inclui contaminação por efluentes e as originadas por atividades agrícolas, pecuária e outros usos da terra.

Alguns íons como Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^- têm importante papel para os ecossistemas aquáticos, pois fazem parte do processo fisiológico de suas comunidades. O Ca^{2+} é encontrado combinado em duas formas principais, CO_3^{2-} e HCO_3^- , sendo essencial para o crescimento de algas e muitos animais. A troca e o transporte de outros íons para os meios intra e extracelular é uma das principais funções dos íons Na^+ , K^+ e Cl^- . A relevância do Mg^{2+} se deve a sua participação na formação da molécula da clorofila e em diversos processos de transformação das células (ESTEVES, 2011).

As concentrações dos íons maiores são geralmente reduzidas pelo escoamento superficial, embora esse efeito de diluição seja variável em diferentes bacias hidrográficas (RAO *et al.*, 2019). Rao *et al.* (2019) observaram no rio Gan, no centro sul da China que as concentrações de (Ca^{2+} e HCO_3^-) apresentaram correlação negativa com o escoamento do rio e que as outras espécies estudadas (SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ e Cl^-) não apresentaram correlações significativas com o escoamento, provavelmente devido à atividades antrópicas.

Já Gordeev e Sidorov (1993) observaram na bacia do rio Lena, na Rússia, que as concentrações dos principais íons estudados (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} e HCO_3^-) diminuiram com o aumento do escoamento.

3.5 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA)

Desde 1848, discute-se na Alemanha, conceitos de qualidade da água para sua classificação de acordo com o seu grau de pureza ou poluição (SLADECEK, 1973; OTT, 1978; STEINHART *et al.*, 1981; DOJLIDO, 1994). Após mais de um século do surgimento deste conceito, foi criado nos Estados Unidos um índice numérico para avaliar a qualidade da água. Inicialmente, foram selecionadas as 10 variáveis mais utilizadas, como OD, pH, coliformes, condutância específica, alcalinidade, cloreto, etc. (TYAGI *et al.*, 2013)

Posterior a essa fase de concepção dos índices, foi proposta uma versão melhorada do modelo de índice de qualidade da água (LUMB, 2012). A partir desse estudo, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) adaptou e desenvolveu o Índice de Qualidade da Água (IQA), que engloba nove variáveis significativas para a avaliação da qualidade das águas, tendo o abastecimento público, como seu principal foco (CETESB, 2018).

As variáveis que integram o índice proposto pela CETESB são OD, coliformes termotolerantes, pH, $\text{DBO}_{5,20}$, temperatura, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e resíduo total. Cada um desses nove parâmetros possui um peso, número entre 0 e 1, em função de sua importância, apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Pesos dos respectivos parâmetros de qualidade da água.

Parâmetros	Pesos (wi)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio	0,10
Temperatura	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

Fonte: Adaptado de ANA, 2005.

Todos os indicadores possuem um valor de qualidade (qi), número entre 0 e 100, obtido de um gráfico com a “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida. A partir desses valores, o IQA é calculado pelo produtório ponderado, de acordo com a equação 1.

$$IQA = \pi_{i=1}^n qi^{wi} \quad \text{eq. 1}$$

Onde: **n**: número de parâmetros (n = 9),

qi: qualidade do i-ésimo parâmetro,

wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro ou subnível.

Baseado no cálculo, o IQA é classificado por faixas, variando numa escala de 0 a 100, evidenciado na Tabela 5.

Tabela 5. Faixas e avaliação do IQA.

Faixas de IQA	Avaliação da Qualidade da Água
79 < IQA ≤ 100	Ótima
51 < IQA ≤ 79	Boa
36 < IQA ≤ 51	Regular
19 < IQA ≤ 36	Ruim
IQA ≤ 19	Péssima

Fonte: Adaptado do Apêndice D, relatório CETESB, 2018.

O IQA é uma importante ferramenta de avaliação da qualidade da água bruta, podendo indicar seus principais contaminantes, que na maioria das vezes está associado ao lançamento de efluentes. O índice também tem a vantagem de facilitar

a comunicação com o público leigo e representar uma média de diversas variáveis em um único número (ANA, 2005).

Zanini *et al.* (2010) realizaram um estudo utilizando o IQA como ferramenta para avaliar a qualidade da água da microbacia do Córrego Rico, que abastece a cidade de Jaboticabal (SP). Os autores verificaram que o índice de qualidade da água apresentou resultados coerentes com a localização dos pontos e mostrou melhor diferenciação da qualidade da água entre os pontos no período seco.

Deve-se ressaltar, que os índices de qualidade da água tem suas limitações, pois não contemplam variáveis como: metais potencialmente tóxicos, compostos orgânicos com potencial mutagênico, substâncias que afetam as propriedades organolépticas da água, entre outras. Apresentam também a desvantagem de perder informações dos parâmetros individuais e da sua interação (CETESB, 2018).

Estudos realizados por Rimoldi *et al.* (2018) revelou que no córrego Del Gato, em La Plata, na Argentina, a sub-bacia superior e a nascente do riacho possuem a melhor qualidade de água em termos de IQA, e que os demais setores do córrego apresentaram qualidade ruim ou muito ruim. Os autores concluíram que a categorização estabelecida pelo IQA não forneceu uma sensibilidade suficiente para uma separação clara da qualidade nos diferentes setores analisados, associadas aos vários tipos de uso da terra.

3.6 MÉTODOS ESTATÍSTICOS

A utilização de ferramentas estatísticas para análise de um conjunto de dados, é fundamental no monitoramento e gestão dos corpos hídricos. Em virtude disso, algumas dessas ferramentas merecem destaque na avaliação dos parâmetros da qualidade da água.

A análise descritiva consiste de mínimo, máximo, média e desvio padrão, onde o desvio padrão estuda a variabilidade de uma amostra e os dados de mínimo e máximo explicam os extremos de um conjunto da amostra (Parmar e Bhardwaj, 2013).

O teste paramétrico ANOVA é utilizado para comparar mais de dois grupos no que diz respeito à localização, e esta comparação é realizada a partir da análise da

dispersão presente no conjunto de dados (Guimarães e Cabral, 2007). Ou seja, o teste de variância ANOVA é empregado para confrontar as médias do que está sendo avaliado, analisando os resultados experimentais e identificando os fatores que têm um efeito significativo (Qasim *et al.*, 2015).

Outras ferramentas estatísticas que auxiliam na melhor compreensão de um grande número de dados, são as análises multivariadas, que são técnicas com ampla utilização em vários campos da ciência e permitem reconhecer os parâmetros mais representativos. Dentre os métodos estatísticos multivariados mais utilizados, destacam-se a análise de componentes principais (PCA – do inglês: *Principal Components Analysis*) e a análise de agrupamento hierárquico (HCA – do inglês: *Hierarchical Cluster Analysis*).

A PCA é um método em que os dados multivariados sejam reorientados de modo que as primeiras dimensões expliquem o maior número de informações possíveis (LATTIN *et al.*, 2011). Consiste em uma técnica matemática que possibilita classificar e estabelecer correlações entre elementos de uma população, partindo-se do princípio que haja influência de um conjunto de variáveis interagindo simultaneamente em um determinado fenômeno (FRANÇA, 2009).

A HCA utilizada na avaliação da qualidade da água é um método estatístico empregado para desenvolver subgrupos significativos de parâmetros, que tem como objetivo classificar uma amostra de parâmetros em um número menor de grupos mutuamente excludentes, com bases nas similaridades entre as variáveis.

De acordo com Oliveira *et al.* (2006) os dados para serem empregados em PCA e HCA, devem ser primeiramente autoescalados, atribuindo-se assim um mesmo peso para todas as variáveis, pois eles diferem em ordem de grandeza.

Segundo Nonato *et al.* (2007) análises estatísticas multivariadas apresentam algumas vantagens, pois é possível otimizar a frequência e a rede de amostragem proposta, o número de parâmetros analisados, sem perda de informação, visto que programas de monitoramento são onerosos.

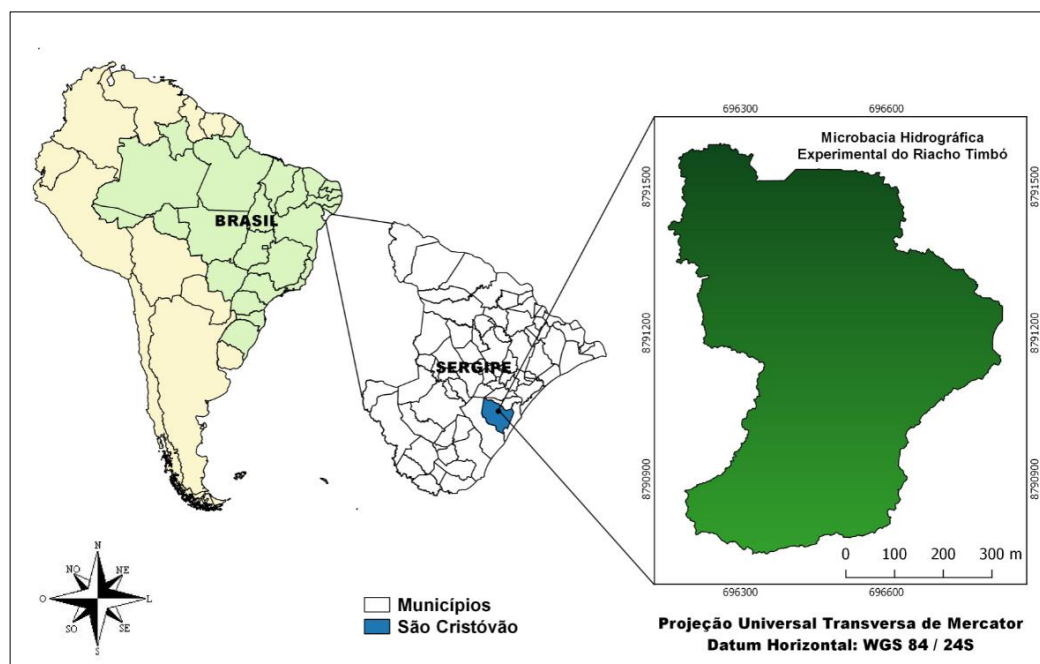
4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O trabalho foi realizado na microbacia experimental (MBE) rural do riacho Timbó, situada no município de São Cristóvão-SE (Figura 2). Está localizada dentro da área do campus rural da Universidade Federal de Sergipe (UFS). O riacho Timbó é afluente do rio Poxim-Açu, inserido na sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, pertencente à bacia hidrográfica do rio Sergipe.

A MBE se encontra na porção sudeste do estado de Sergipe, possui uma área aproximada de 35 hectares. O clima da região, de acordo com a classificação climática de Köppen, é do tipo As, tropical úmido, a vegetação é inserida no bioma da mata atlântica, a geologia é do grupo barreiras e a geomorfologia de tabuleiro costeiro (AGUIAR NETO, 2006).

Figura 2 - Mapa de localização da microbacia experimental (MBE) do riacho Timbó, São Cristóvão-SE.



Fonte: Autoria própria, 2018.

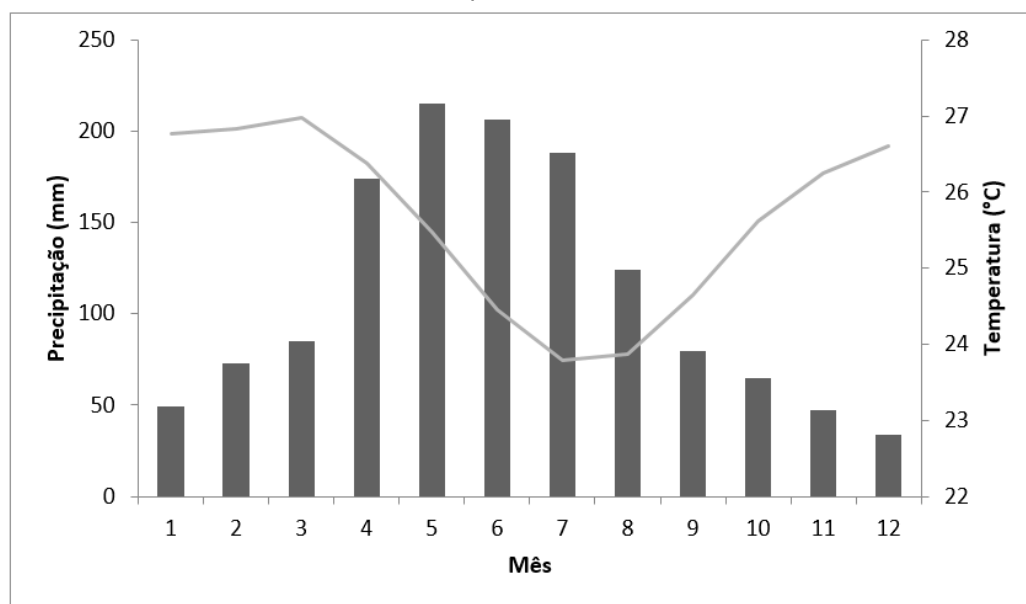
Do ponto de vista pedológico, encontram-se na área da microbacia solos classificados como Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos com textura franco-

arenosa (SANTOS *et al.*, 2018). Existem seis diferentes classes de declividades na área da microbacia, variando de relevo plano a fortemente montanhoso, sendo que seu relevo predominante varia de ondulado a escarpado.

De acordo com suas características morfométricas: coeficiente de compacidade (Kc) de 2,09, índice de circularidade (Ic) de 0,22 e fator de forma (Kf) de 0,60, a MBE apresenta formato irregular e não circular, com menor susceptibilidade a enchentes, favorecendo o escoamento superficial.

Com base no estudo de Xavier, King e Scanlon (2016), foram obtidos dados climáticos históricos (precipitação e temperatura do ar), da região da microbacia, observados na Figura 3. No estudo destes autores, os dados foram interpolados para uma grade de 0,25 ° x 0,25 ° para todo território brasileiro, na escala diária, considerando o período de 1 de janeiro de 1980 a 31 de dezembro de 2013. As fontes dos dados são do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), da Agência Nacional de Águas (ANA) e do Departamento de Águas e Energia Elétrica de São Paulo (DAEE).

Figura 3 - Registros climáticos históricos (precipitação e temperatura atmosférica) para a área da microbacia, período 1980 a 2013.



Fonte: IMPE, ANA e DAEE, 2019.

Durante o período de 1980 a 2013, a temperatura média anual foi de 25,64 °C, a temperatura média mais baixa foi registrada no mês de julho 23,78 °C, mês mais frio, e o mês mais quente foi março, com temperatura média de 26,97 °C. Observa-se que a precipitação média anual foi de 1340,93 mm.

4.2 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

O mapeamento do uso e ocupação do solo da MBE foi realizado por ferramentas de geoprocessamento. De acordo com Sperling (2005) a qualidade da água em uma bacia hidrográfica está em função das condições naturais, do uso e ocupação do solo. Essa função se dá devido os efeitos das atividades humanas sobre esses ecossistemas.

O mapeamento do uso e ocupação da área da microbacia foi realizado de forma manual, via tela do computador, com imagens obtidas por uma Aeronave Remotamente Pilotada (ARP) modelo Phantom 4 PRO, DJI (China). As imagens foram obtidas em outubro de 2018, com uma resolução espacial de quatro cm, datum SIRGAS 2000, zona 24 S (UTM). O software livre Qgis, versão 2.18.23, foi utilizado para classificação das imagens, criando quatro classes de uso do solo, floresta, vegetação rasteira, pastagem e solo exposto.

4.3 VARIÁVEIS HIDROCLIMÁTICAS

Ao longo do período de estudo, entre junho de 2018 e agosto de 2019, foram estimados os valores de temperatura do ar (°C), precipitação pluvial (mm) e vazão (mm) da microbacia. Os dados de temperatura do ar e precipitação foram coletados na escala diária, por uma estação meteorológica automática HOBO MicroRX Satation, RX2100 (Brasil), instalada a 800 metros da microbacia (Figura 4).

Figura 4 - Estação meteorológica automática instalada a 800 metros da microbacia.



Fonte: Acervo pessoal, 2018.

Uma barragem com vertedor triangular, com abertura de 45° , foi instalada na saída da microbacia (Figura 5). A medida da vazão (Q) do curso d'água foi realizada com o auxílio de um linígrafo do tipo Thalimedes da marca OTT. As medidas de carga hidráulica (altura da lâmina d'água) foram armazenadas a cada cinco minutos. Posteriormente, em laboratório, os valores foram convertidos em vazão (Q) a partir da seguinte equação abaixo:

$$Q = \frac{8}{15} Cd \sqrt{2g} \left(\tan \frac{45}{2} \right) alt^{\frac{5}{2}} \quad \text{eq. 2}$$

Sendo que Q = vazão em $L \cdot s^{-1}$; alt = a carga hidráulica (m); Cd = o coeficiente de descarga (0,797377); e g = a gravidade ($m \cdot s^{-2}$); e 45, o ângulo de abertura do vertedouro.

Figura 5 - Barragem com vertedor triangular, com abertura de 45°, instalada na saída da microbacia.



Fonte: Acervo pessoal, 2018.

A partir dos valores de vazão (Q), a lâmina (mm) escoada a cada hora na foz da microbacia foi estimada pela integração dos valores Q ($L\ s^{-1}$) instantâneos de 5 minutos (300 s) e a sua relação com a área (m^2) da respectiva microbacia. Posteriormente, os valores de escoamento foram integrados para a escala de tempo diária.

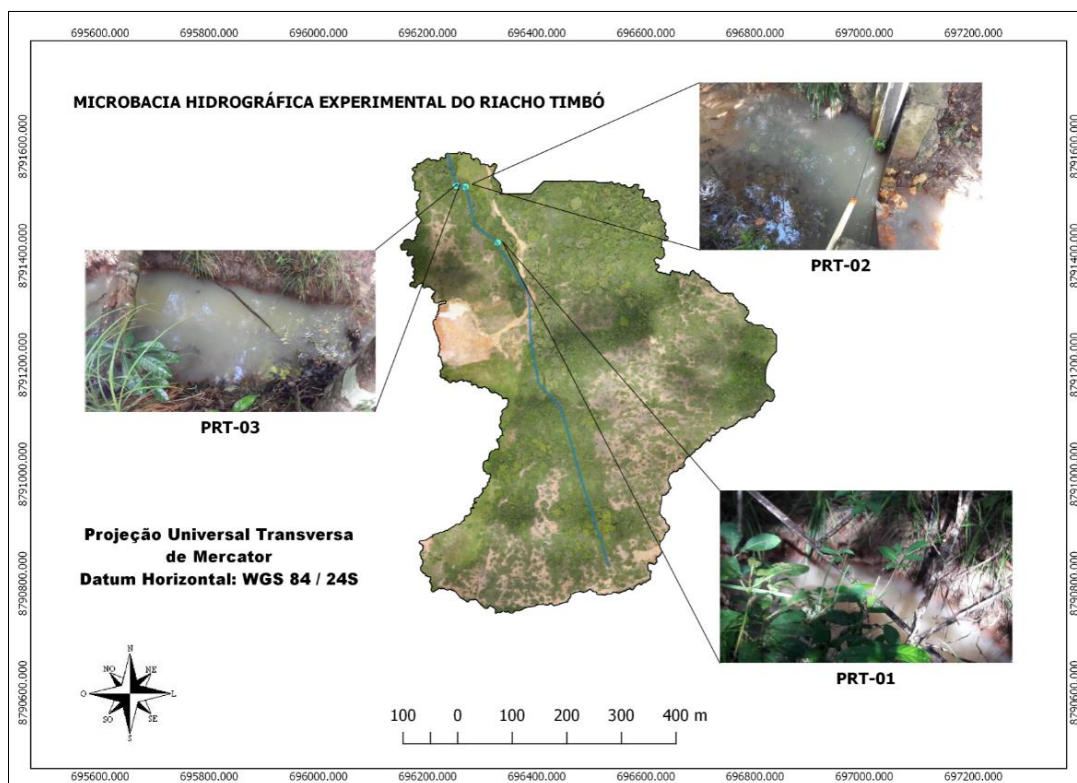
Pelas características morfométricas da microbacia do riacho Timbó, com uma área reduzida e um baixo tempo de concentração, em poucas horas, os efeitos dos eventos de precipitação podem ser percebidos na foz da bacia. Sendo assim, para avaliar a influência dos dados hidroclimáticos sobre os parâmetros de qualidade da água da bacia, os mesmos foram acumulados em um e cinco dias anteriores para cada coleta de análise da qualidade da água. Ou seja, os valores de vazão e precipitação, ambos em milímetros, foram acumulados para um e cinco dias anteriores a coleta.

4.4 AMOSTRAGEM

Foram selecionados três pontos de amostragem ao longo do riacho Timbó, todos devidamente georreferenciados com GPS Garmin, GPSmap 76 (Brasil). Estão

indicadas na Figura 6 as localizações dos pontos amostrais e as fotografias associadas ilustram os pontos exatos onde foram realizadas as coletas. O PRT-01 está localizado próximo da nascente da microbacia, o PRT-02 antes do vertedouro e o PRT-03, após o vertedouro do curso d'água.

Figura 6 - Mapa com a localização dos pontos amostrais da água superficial da microbacia do riacho Timbó-SE.



Fonte: Autoria própria, 2018.

As coletas e preservação das amostras de água, para as análises dos parâmetros físico, químicos e biológicos, obedeceram a metodologia (1060) especificada no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Foram realizadas quatro campanhas de amostragem em 11.06.2018, 21.08.2018, 17.06.2019 e 26.08.2019. Em virtude do riacho Timbó possuir um regime hidrológico intermitente, não foi possível realizar as coletas durante os meses de setembro/2018 a abril/2019, pois o corpo hídrico permaneceu seco (Figura 7).

Figura 7 - Fotos ilustrativas do riacho Timbó no período seco.



Fonte: Acervo pessoal, 2019.

4.5 METODOLOGIAS ANALÍTICAS

4.5.1 Parâmetros de Qualidade da Água

A Tabela 6 estão sintetizados os resultados dos parâmetros físicos, químicos e biológicos avaliados com suas metodologias analíticas aplicadas.

Tabela 6. Parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados nas amostras de água superficial do Riacho Timbó e metodologias analíticas utilizadas.

PARÂMETROS	UNIDADES	METODOLOGIAS	LD
pH	-	SWEWW 4500-H ⁺ B	-
Oxigênio dissolvido	mg L ⁻¹	SWEWW 4500-O G	-
Condutividade elétrica	µS cm ⁻¹	SWEWW 2510 B	0,010
Sólidos totais	mg L ⁻¹	SWEWW 2540 B	-
Sólidos totais dissolvidos	mg L ⁻¹	SWEWW 2540 C	0,006
Turbidez	UNT	SWEWW 2130 B	0,010
Temperatura	C°	SWEWW 2550 A	-
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	mg L ⁻¹	SWEWW 5210 B	-
Carbono orgânico total (COT)	mg L ⁻¹	SWEWW 5310 B	0,003
Clorofila a	µg L ⁻¹	SMEWW 10200 H	0,010
Coliformes termotolerantes	NMP 100mL ⁻¹	SMEWW 9221 C	-
Cloreto (Cl ⁻)	mg L ⁻¹	US EPA 300.1	1,000
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	mg L ⁻¹	US EPA 300.1	0,050
Fosfato (F ⁻)	mg L ⁻¹	US EPA 300.1	0,005
Fósforo total (P)	mg L ⁻¹	SMEWW 4500-P	0,100
Nitrogênio amoniacal (N-NO ₃ ⁻)	mg L ⁻¹	US EPA 350.2	0,100
Nitrito (NO ₂ ⁻)	mg L ⁻¹	US EPA 300.1	0,001
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg L ⁻¹	US EPA 300.1	0,010
Sódio (Na ⁺)	mg L ⁻¹	US EPA 300.1	0,040
Potássio (K ⁺)	mg L ⁻¹	US EPA 300.1	0,010
Cálcio (Ca ²⁺)	mg L ⁻¹	US EPA 300.1	0,010
Magnésio (Mg ²⁺)	mg L ⁻¹	US EPA 300.1	0,050

Legenda:

LD: Limite de detecção do método.

SMEWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 2012).

EPA: Environmental Protection Agency

Os parâmetros pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, turbidez e temperatura, foram analisados *in situ*, por meio de uma sonda multiparâmetro HANNA, HI 9829 (Romênia). As análises de sólidos totais e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), foram realizadas no Laboratório de Química Analítica Ambiental (LQA) do Departamento de Química da Universidade Federal de Sergipe (UFS).

A técnica analítica de cromatografia de íons foi utilizada para realizar as análises dos cátions e ânions, através de cromatógrafo Dionex, ICS-3000 (Estados Unidos). A análise de nitrogênio amoniacal foi executada através da Espectrometria de Absorção Molecular, com espectrofotômetro Hach, DR 3900 (Estados Unidos). O ensaio de COT foi realizado através do analisador de carbono orgânico total, Analytik Jena, Multi N/C 3100. A clorofila-a foi analisada por meio do espectrofotômetro Varian, Cary 50 Conc e os coliformes termotolerantes através de tubos fermentadores. Essas

análises foram realizadas no Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe (ITPS).

4.5.2 Índice de Qualidade da Água

Foi calculado o índice de qualidade da água para o riacho Timbó, com base nos resultados dos parâmetros dos três pontos de coleta. Para isso, foi utilizada a Equação 1, com o auxílio do software Microsoft Excel 2013. Foi classificado o IQA geral da microbacia através de faixas de acordo com a Tabela 4.

$$IQA = \pi_{i=1}^n qi^{wi} \quad \text{eq. 1}$$

Onde: **n**: número de parâmetros ($n = 9$),
qi: qualidade do i-ésimo parâmetro,
wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro ou subnível.

4.5.3 Análise Estatística dos Dados

Inicialmente, os parâmetros de qualidade da água foram submetidos à análise estatística descritiva, como média (\bar{x}), mediana (\tilde{X}), desvio padrão (s) e variância (s^2). Posteriormente, foi utilizado o teste Shapiro-Wilk para verificar a normalidade de todas as variáveis de qualidade da água analisadas. Para avaliar a existência de diferença entre os parâmetros de qualidade da água, coletados nos três diferentes pontos da microbacia, o teste de média (Tukey) foi aplicado e a análise de variância (ANOVA), adotando-se um nível de significância de $P < 0,05$.

Para analisar se os parâmetros de qualidade da água variam em função do clima, ou seja, da época do ano, o mesmo teste de média também foi aplicado, considerando como tratamentos, o meses de coleta (junho e agosto). Para cada tratamento, ponto e época de coleta, foram realizadas três repetições.

Após a análise descritiva e teste de média dos dados, foi realizada a padronização destes, devido às diferentes escalas de cada variável, uma vez que as dimensões usadas para computar distância entre os objetos devem ser de magnitudes semelhantes. Os dados brutos foram convertidos em valores adimensionais, representados por média igual a zero e desvio padrão igual a um, subtraindo cada variável pela média de conjunto de dados e dividindo pelo desvio padrão, (média 0 e desvio padrão 1: $Z = (X - \mu) / \sigma$).

De posse dos dados normalizados, foi utilizado o coeficiente de correlação linear de Pearson para avaliar a relação entre os parâmetros da qualidade da água e as variáveis hidroclimáticas da microbacia experimental. Como variáveis hidroclimáticas, foram considerados os valores acumulados de chuva (mm) e vazão (mm) de um e cinco dias anteriores as coletas das amostras de qualidade da água. Segundo Lopes (2016) o coeficiente de Pearson é uma medida do grau de relação linear entre duas variáveis quantitativas, podendo assumir valores positivos (+) e negativos (-), variando entre os valores -1 e 1. A Tabela 7 apresenta a classificação do coeficiente da correlação de Pearson.

Tabela 7. Classificação do coeficiente da correlação de Pearson.

VALOR DE r (- ou +)	INTERPRETAÇÃO
0	Nula
0,01 a 0,20	Muito Fraca
0,21 a 0,40	Fraca
0,41 a 0,60	Moderada
0,61 a 0,80	Forte
0,81 a 0,99	Muito Forte
1	Perfeita

Fonte: Adaptado de Lopes, (2016).

Para explicar a distribuição dos pontos e a influência significativa de cada um dos parâmetros (qualidade e hidroclimático) na variação da qualidade da água, foi aplicada a análise de componentes principais (PCA) e análise de agrupamento hierárquico (HCA). A eficiência da descrição dos dados por meio das componentes vai depender da porcentagem de variação total que cada componente contém, a qual é representada pelos autovalores.

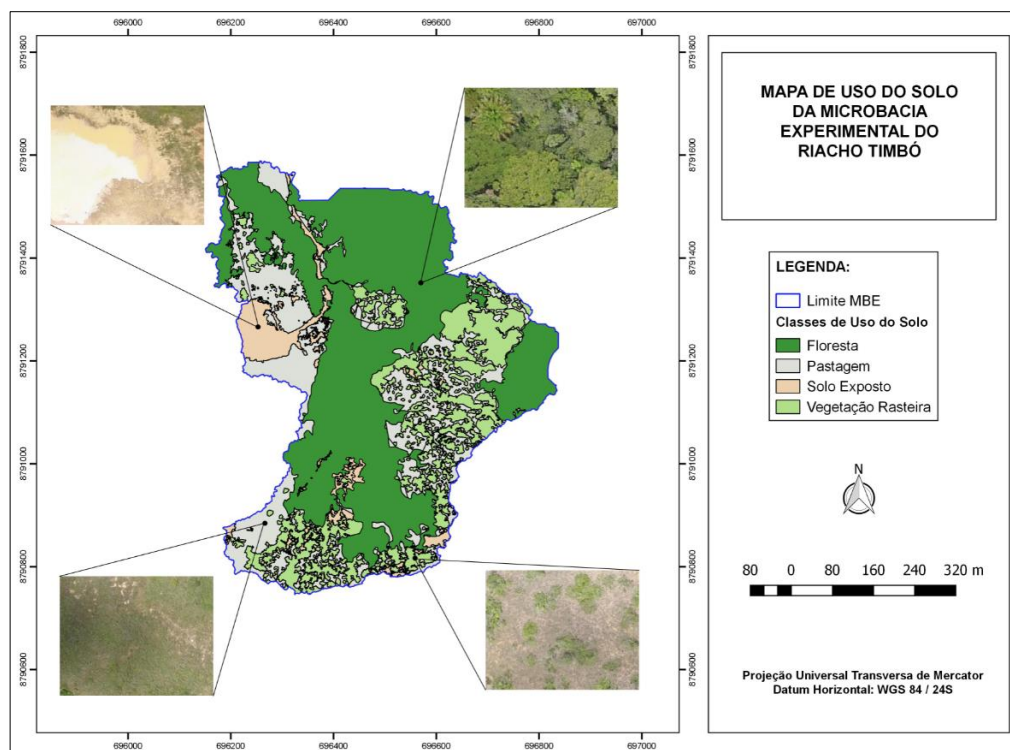
Toda análise estatística dos dados foram realizadas com o auxílio de Software livre R 3.2.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2015).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 LEVANTAMENTO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Na microbacia rural do riacho Timbó, foi possível identificar quatro classes de uso e cobertura da terra (Figura 8). Apesar do tamanho reduzido da bacia (~ 35 ha), as imagens produzidas pela ARP, com resolução espacial centimétrica, permitiu a identificação detalhada destas classes de uso. O que não seria possível, com a utilização de imagens orbitais, como as da série landsat e senstinel, de média resolução espacial (20 m).

Figura 8 - Mapa de uso e ocupação do solo da microbacia experimental do riacho Timbó.



Fonte: Autoria própria, 2018.

As porcentagens do uso e cobertura da terra encontradas na área estudada, indicam que a floresta (fragmentos da mata atlântica*) é a cobertura da terra predominante, com 51,23% da área total da microbacia, seguido de áreas de pastagens (24,62 %), áreas de vegetação rasteira (18,48 %) e solo exposto (5,67%) (Tabela 8). Nos estudos de Moura, Boaventura e Pinelli (2010) os resultados

demonstraram que toda alteração na ocupação de uma bacia hidrográfica é refletida na qualidade dos corpos hídricos que drenam a área. Os autores associaram as informações das análises físicas e químicas da água com a ocupação do solo, informações essas, determinantes na busca das fontes causadoras de impacto na qualidade de água.

Tabela 8. Classes de uso e cobertura da terra mapeadas na MBE.

Uso e cobertura da terra	Área (ha)	(%)
Floresta	18,01	51,23*
Pastagem	8,65	24,62
Vegetação rasteira	6,50	18,48
Solo exposto	1,99	5,67
Total	35,15	100,00

Durante o período de estudo, foi observada na microbacia, supressão da vegetação para construção de uma estrada, como também foi verificado uma região no entorno utilizada para remoção de areia. Nas visitas ao local do estudo ficou evidente a utilização do riacho Timbó para dessedentação de animais que pisoteiam a margem e depositam fezes no local (Figura 9).

Figura 9 - Fotos microbacia (A - Estrada construída na microbacia; B e C - Margens do riacho Timbó com evidência de pisoteio animal; D - Animal no riacho Timbó).

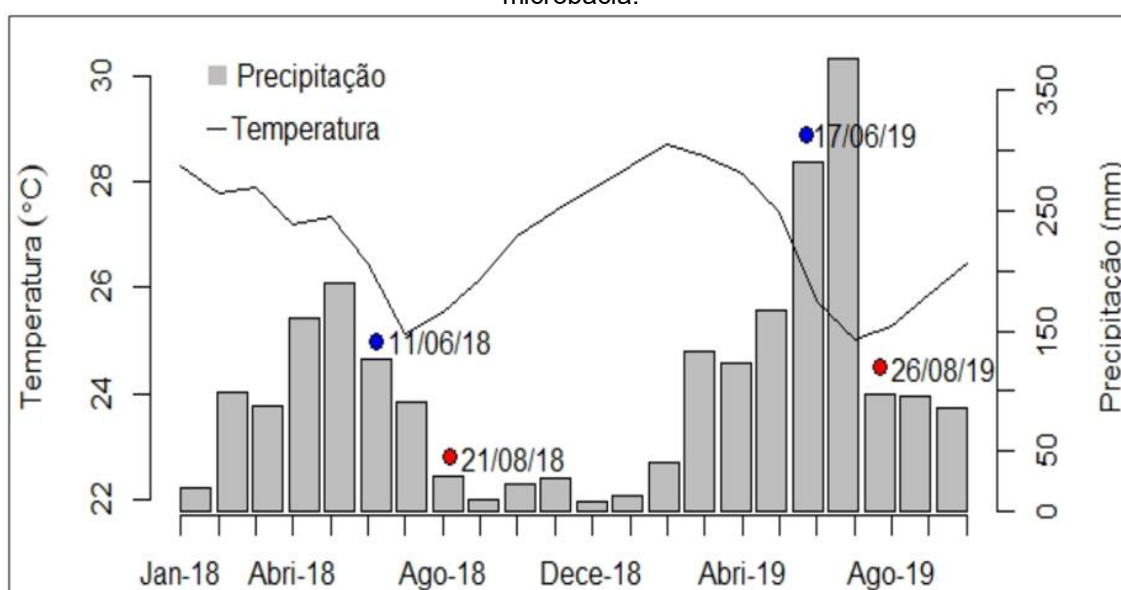


Fonte: Acervo pessoal, 2018.

5.2 LEVANTAMENTO DAS VARIÁVEIS HIDROCLIMÁTICAS

Os dados climáticos (precipitação pluvial e temperatura do ar) estimados durante o período de estudo podem ser visualizados na Figura 10. O total mensal precipitado no mês de junho (coleta de amostra de água), de 2018 e 2019 foi de 126 e 291 mm, respectivamente. Com relação a série histórica de 30 anos (Figura 3), esses valores ficaram abaixo e acima do total mensal para o mês de junho (206 mm). Para o mês de agosto, os valores totais precipitado, em ambos os anos de estudo (30 mm em 2018 e 100 mm para 2019), ficaram abaixo da média histórica (80 mm).

Figura 10 - Variações mensais dos parâmetros temperatura atmosférica e precipitação da região da microbacia.



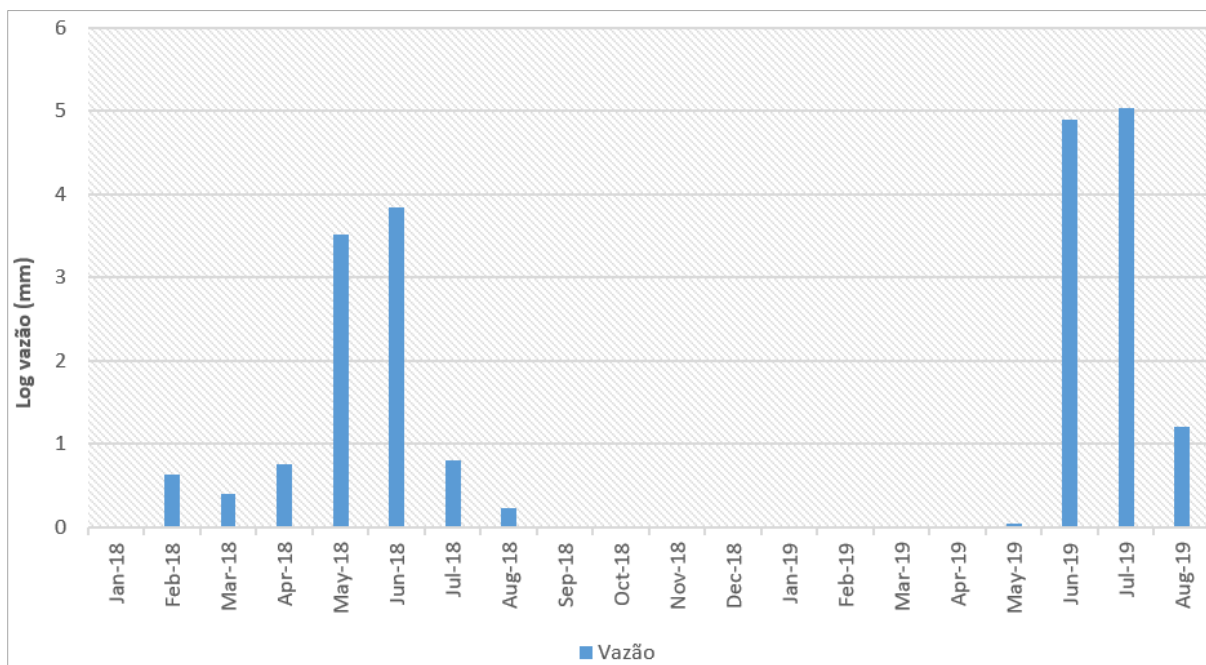
Fonte: Estação meteorológica automática HOBO MicroRX Satation, RX2100 (Brasil).

Os dados de precipitação pluviométrica registrados durante o período estudado mostraram valor médio inferior a 65 mm para os meses de agosto de 2018 e 2019, enquanto que os meses de junho de 2018 e 2019 este valor foi superior 205 mm.

Com relação a temperatura do ar, os valores observados, 26,4 °C e 25,7 °C para o mês de junho e 25,5 °C e 25,2 °C para o mês de agosto, foram superiores ao da média histórica da região (24,5 e 24,0 °C, para junho e agosto, respectivamente).

Os dados de vazão estimados durante o período de estudo podem ser visualizados na Figura 11. Os valores foram transformados em log para melhor visualização no gráfico.

Figura 11 - Variações mensais da vazão do riacho Timbó no período de estudo.



A vazão total mensal para o mês de junho, de 2018 e 2019, foi de 46,72 e 133,85 mm, respectivamente. Para o mês de agosto, a vazão total mensal foi de 1,26 mm em 2018 e 3,35 mm em 2019.

Os valores acumulados de precipitação (P) e vazão (Q) em um e cinco dias anteriores a cada coleta para análise de qualidade da água, estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9. Valores acumulados de precipitação e vazão da MBE.

Datas das Coletas	P-1D (mm)	Q-1D (mm)	P-5D (mm)	Q-5D (mm)
11.06.2018	1,33	0,53	25,30	11,05
21.08.2018	0,00	0,04	0,00	0,18
17.06.2019	0,20	1,80	11,80	10,70
26.08.2019	0,00	0,03	9,80	0,17

5.3 ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS PARÂMETROS GERAIS DA QUALIDADE DA ÁGUA

Na Tabela 10 estão apresentados os valores médios obtidos para os parâmetros gerais da qualidade da água e o valor médio global para o riacho Timbó. As concentrações dos parâmetros foram comparadas com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/05, para águas doces de classe 1, classificação mais nobre para as águas doces.

Tabela 10. Concentrações médias dos parâmetros gerais da qualidade da água da microbacia.

PONTOS DE COLETA / CAMPANHAS	pH	Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	Turbidez (UNT)	Sólidos Totais Dissolvidos (mg L ⁻¹)	Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	Condutividade Elétrica (μS cm ⁻¹)	Temperatura (C°)
Primeira Campanha - Junho / 2018							
PRT-01	8,73	5,44	18,6	45,00	73,00	90,00	24,40
PRT-02	8,99	6,10	8,70	40,00	73,00	79,00	24,33
PRT-03	9,00	5,90	7,70	42,00	91,00	85,00	23,82
Segunda Campanha - Agosto / 2018							
PRT-01	7,11	6,70	2,20	38,00	54,75	76,00	23,48
PRT-02	8,04	6,45	3,00	34,00	53,75	70,00	23,41
PRT-03	7,90	8,00	4,20	36,00	48,25	71,00	23,48
Terceira Campanha - Junho / 2019							
PRT-01	6,97	2,85	28,20	45,00	91,50	74,60	24,60
PRT-02	6,90	4,10	17,27	55,00	94,00	88,80	24,80
PRT-03	6,80	4,51	16,11	50,00	102,50	102,90	24,70
Quarta Campanha - Agosto / 2019							
PRT-01	5,71	4,84	11,90	53,08	129,00	81,70	23,55
PRT-02	5,87	6,85	8,88	47,04	118,00	72,40	23,87
PRT-03	5,95	6,46	6,58	49,86	135,00	76,70	23,62
MÉDIA RIACHO TIMBÓ	7,33	5,68	11,11	44,58	88,65	80,68	24,01
MEDIANA RIACHO TIMBÓ	7,04	6,00	8,79	45,00	91,25	77,85	23,85
DESVIO PADRÃO	1,19	1,41	7,67	6,75	29,17	9,63	0,53
COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (%)	16,26	24,80	69,05	15,14	32,91	11,94	2,19
VMP	6,00 a 9,00	≥ 6,00	≤ 40,00	≤ 500,00	-	-	-

VMP = Valores máximos permitidos de acordo com a Resolução CONAMA N° 357/2005, para águas doces de classe 1.

A avaliação dos parâmetros pH, OD, STD, turbidez, CE e temperatura é relevante para o entendimento da dinâmica dos ecossistemas e para a compreensão de possíveis alterações no meio aquático (PARRON, 2011).

A faixa de concentração do pH nas campanhas de 2018 variou entre 7,11 e 9,00 e nas campanhas de 2019 oscilou entre 5,71 e 6,97. Tendo como média global para o riacho Timbó o valor de 7,33, esse valor médio obtido foi um pouco superior ao encontrado em outro trabalho na região do Rio Poxim-Açu. Alves e Garcia (2006), avaliando a qualidade da água no Diagnóstico e avaliação ambiental da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, encontraram valor médio de 6,90 e não observaram uma variação significativa nos valores do pH da água.

Verifica-se na Tabela 10 que nas três primeiras campanhas os resultados estão de acordo com os limites estabelecidos para todas classes de água doce da Resolução CONAMA n° 357/05 (pH 6,00 a 9,00). Na última campanha de amostragem (agosto de 2019), foram encontrados valores inferiores ao limite determinado pelo CONAMA n° 357/05.

A Figura 12 indica que o pH, em média, apresentou-se mais elevado nos meses com maior índices pluviométricos, com maior variabilidade dos dados na campanha de agosto/2018. Comportamento similar também foi observado por Pontes, Marques e Marques (2012) na microbacia do Córrego Banguelo, em Minas Gerais, no período chuvoso a maioria dos pontos monitorados apresentou água mais ácida, podendo estar associado ao aumento no teor de ácidos orgânicos.

De acordo com a Tabela 10 as concentrações de OD variaram entre 2,85 - 8,00 mg L⁻¹ O₂ ao longo do riacho Timbó, indicando alta variabilidade (CV: 69,05%) dos dados. Valores bem abaixo do que os encontrados nesse estudo foram registrados por Alves e Garcia (2006) na região do rio Poxim-Açu (< 2 mg L⁻¹ O₂), provavelmente devido a contribuição dos efluentes urbanos e/ou industriais da região urbana mais próxima.

Observa-se na Tabela 10 que 50% dos valores médios de OD não se enquadraram nos limites aceitáveis, segundo a Resolução CONAMA n° 357/05, a qual estabelece as condições padrões OD não inferior a 6 mg L⁻¹ O₂ para as águas doces de classe 1.

Em média as concentrações de OD foram maiores nos meses com menores índices pluviométricos e com maior variabilidade dos dados nesse mesmo período (Figura 10). Assim como nos estudos de Ribeiro *et al.* 2016, o aumento do OD com a

redução das chuvas, pode ter ocorrido devido ao menor aporte de matéria orgânica. Verifica-se na Tabela 10 uma elevada variação dos resultados obtidos para a análise de turbidez, suas concentrações variaram entre 2,20 a 18,60 UNT em (2018) e entre 6,58 a 28,20 UNT em (2019). Todos os valores se enquadraram na classe 1 para água doce. Segundo a Resolução CONAMA n° 357/05, aplicam-se às águas doces de classe 1 as condições e padrões de turbidez de até 40 UNT.

Observa-se na Figura 12 maior variabilidade e valores superiores de turbidez durante os meses com maiores índices pluviométricos, provavelmente devido as chuvas provocarem maior turbulência das águas do riacho Timbó, aumentando os sólidos em suspensão. Santos *et al.* (2013) observaram que o aumento da precipitação e consequente aumento dos sólidos em suspensão, ocorre picos nos valores de turbidez nos períodos chuvosos, pois eles impedem o feixe de luz de penetrar na água.

Uma média variabilidade nos valores obtidos de sólidos totais dissolvidos foi encontrada no riacho Timbó (CV: 15,14%). O maior valor registrado de STD foi no ponto próximo a barragem com vertedouro triangular (PRT-02), provavelmente devido essa região sofrer a influência do acúmulo de sedimentos e de outros materiais.

A concentração média de STD ao longo do riacho Timbó variou de (44,01 - 45,27 mg L⁻¹), valores bem abaixo dos limites definidos na Resolução CONAMA n° 357/05, sendo assim, os valores encontrados são aceitáveis para todas as classes de água doce. Esses baixos valores de STD registrados, provavelmente se deve ao fato da preservada vegetação ciliar da região da microbacia.

Marmontel *et al.* (2018) observaram comportamento semelhante estudando a qualidade da água do Riacho Pimenta, localizado em uma região tropical e de nascentes, verificaram menores valores de STD (8,3 mg L⁻¹) em regiões de nascentes com vegetação ribeirinha preservada, o que, segundo os autores, influencia na qualidade da água e demonstra o quanto o ambiente aquático é sensível a mudanças.

As concentrações de STD, em média, foram mais elevadas nos meses com maiores índices pluviométricos registrados, onde também apresentou maior variabilidade dos dados (Figura 12). Os STD, assim como a CE, estão relacionados com a quantidade de íons presentes nos corpos hídricos, onde todos esses parâmetros também tiveram um aumento nos meses com maiores registros de chuva, provavelmente devido a composição das substâncias transportadoras de escoamento presentes na serapilheira, como também da própria composição das precipitações.

A avaliação dos sólidos totais é uma forma de mensurar todo resíduo presente após a secagem total de uma amostra de água. A presença de sólidos em grandes quantidades pode ser um indicador de processos erosivos, como também pode atribuir cor e sabor indesejáveis à água.

Verificando os resultados obtidos para esse parâmetro (Tabela 10), se observa uma grande variação (CV: 32,91%), os menores valores foram registrados no ano de 2018, variando de 48,0 a 91,0 mg L⁻¹ e os maiores valores variaram de 91,5 a 135,0 mg L⁻¹ no ano de 2019. Verifica-se na Figura 12, que as concentrações de ST foram maiores, em média, nos meses com maiores índices pluviométricos, com maior variabilidade dos dados no mesmo período, possivelmente devido uma maior movimentação dos sedimentos no leito do riacho Timbó.

Diversos autores encontraram comportamento semelhante ao encontrado nesse estudo, as concentrações de sólidos totais aumentaram em períodos chuvosos em regiões de nascentes, provavelmente devido a movimentação de sedimentos e erosão hídrica (MANOEL; CARVALHO, 2012; OLIVEIRA; QUEIROZ, 2018).

A condutividade elétrica é um importante parâmetro na avaliação da qualidade da água, pois está relacionada com a concentração de sólidos totais dissolvidos, representando um indicador relevante de um possível lançamento de efluentes (LIBÂNIO, 2011), contudo não é um parâmetro regulamentado na Resolução CONAMA n° 357/05.

Observa-se na Tabela 10, uma média variabilidade nos valores obtidos (CV: 11,94%) de CE, os resultados variaram entre 70 e 90 $\mu\text{S cm}^{-1}$ nas campanhas de 2018 e de 72,4 e 102,9 $\mu\text{S cm}^{-1}$ nas campanhas de 2019, registrando um pequeno aumento no segundo ano de amostragem.

Na Figura 12, verifica-se diferença nas concentrações de CE entre os meses estudados, com valores superiores durante os meses com registros de maiores precipitações. Comportamento semelhante foi encontrado por Girardi *et al.* (2016) em região de mata atlântica, a condutividade elétrica aumentou no período chuvoso, provavelmente devido à influência de substâncias transportadoras de escoamento presentes na serapilheira.

Elevações da temperatura aumentam as taxas das reações químicas, físicas e biológicas e diminuem a solubilidade dos gases (SPERLING, 2005). A temperatura da água em torno de 20°C favorece a maior concentração de oxigênio na água e, quanto maior for a temperatura, maior será a solubilidade dos sais (CETESB, 2012).

Na Tabela 10 verifica-se que a temperatura média da água variou entre 23,41°C a 24,80°C, com a temperatura máxima tendo ocorrido no mês de junho/2019 e a mínima em agosto/2018, esses dados expressam baixa variação (CV: 2,19%), possivelmente devido o horário das coletas terem sido sempre no período da manhã em horários próximos. Outro motivo provável dessa pequena variação nos valores desse parâmetro, pode estar relacionado a ocupação do solo, por ser uma região de floresta com relativa preservação da mata ciliar.

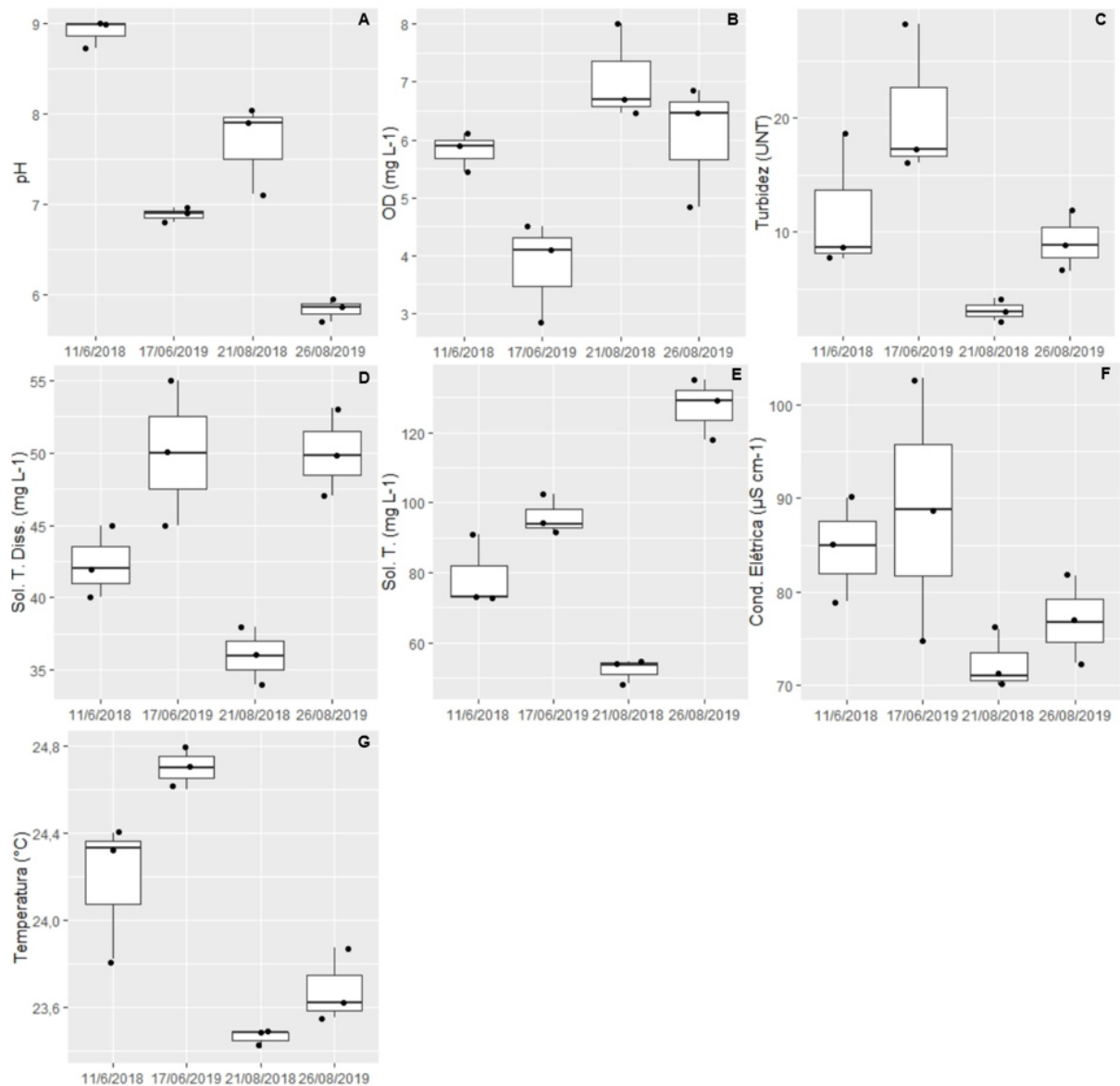
Alguns estudos relatam que a conservação da vegetação ciliar tem grande influência nos ecossistemas aquáticos e é a forma mais eficaz de controlar a temperatura da água (SWIFT e MESSER, 1971; CORBETT e LYNCH, 1985; SUGIMOTO *et al.*, 1997).

Marmontel *et al.* (2018) observaram em seu estudo que as nascentes com conservada vegetação ripária, desenvolvida de floresta natural, apresentaram as melhores condições no ambiente aquático e conseqüentemente menor temperatura da água.

A temperatura da água não mostrou diferenças significativas entre os meses estudados (Figura 12), provavelmente devido sua relação com a cobertura florestal. Álvarez-cabria, Barquín e Peñas (2016) observaram que a temperatura da água é controlada pela cobertura florestal e o aumento desta diminuiu a temperatura da água.

Na Figura 12 é apresentado a variação das concentrações médias dos parâmetros gerais da qualidade da água da microbacia, entre as campanhas.

Figura 12 - Box plots com a variação dos parâmetros gerais da qualidade da água. (A - potencial hidrogeniônico; B - oxigênio dissolvido; C - turbidez; D - sólidos totais dissolvidos; E - sólidos totais; F - condutividade elétrica; G - temperatura).



De forma geral, assim como nos estudos de Fernandes *et al.* (2011 e 2012), ao estudarem a influência da cobertura do solo em microbacias, pode-se perceber que áreas ocupadas por cobertura florestadas preservadas, favorecem a melhoria de alguns parâmetros da qualidade da água e que em períodos de maior precipitação os recursos hídricos tendem a diminuir sua qualidade.

5.4 ESTATÍSTICA DESCRITIVA DA DBO, COT E COLIFORMES TERMOTOLERANTES

As análises foram realizadas em triplicata para os parâmetros coliformes termotolerantes, demanda química e bioquímica de oxigênio e carbono orgânico total. Os valores médios das concentrações dos principais parâmetros biológicos, responsáveis pela existência de agentes causadores de doenças de veiculação hídrica e os indicadores de presença de matéria orgânica nas águas naturais, estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11. Concentrações médias de DBO, COT e coliformes termotolerantes presentes na água da microbacia do riacho Timbó.

PONTOS DE COLETA / CAMPANHAS	Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L ⁻¹)	Carbono Orgânico Total (mg L ⁻¹)	Coliformes Termotolerantes (NMP 100mL ⁻¹)
Primeira Campanha - Junho / 2018			
PRT-01	2,80	3,03	14,00
PRT-02	2,00	2,50	4.000,00
PRT-03	2,34	2,26	17,00
Segunda Campanha - Agosto / 2018			
PRT-01	1,80	1,94	< 1,80
PRT-02	0,60	1,77	4,50
PRT-03	3,00	1,69	400,00
Terceira Campanha - Junho / 2019			
PRT-01	4,20	4,53	330,00
PRT-02	4,20	3,74	11,00
PRT-03	6,00	3,54	14,00
Quarta Campanha - Agosto / 2019			
PRT-01	1,20	3,04	27,00
PRT-02	4,80	2,42	49,00
PRT-03	8,40	2,62	23,00
MÉDIA RIACHO TIMBÓ	3,45	2,76	407,61
MEDIANA RIACHO TIMBÓ	2,90	2,56	20,00
DESVIO PADRÃO	2,21	0,86	1.139,36
COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (%)	64,06	31,13	279,52
VMP	≤ 3,00	-	≤ 200,00

VMP = Valores máximos permitidos de acordo com a Resolução CONAMA N° 357/2005, para águas doces de classe 1.

A avaliação da demanda bioquímica de oxigênio é um método indireto de determinação da matéria orgânica presente nos corpos hídricos. A Tabela 11 apresenta uma média das concentrações de DBO ao longo do riacho Timbó. Verifica-se uma variação entre 0,60 e 8,40 mg L⁻¹, sendo que no ponto PRT-03 nas campanhas de 2019, encontram-se os maiores valores obtidos desse parâmetro, 6,00 mg L⁻¹ em junho e 8,40 mg L⁻¹ em agosto.

Nenhuma amostra coletada durante o ano de 2018 excedeu o limite permitido pela Resolução CONAMA n° 357/05, enquanto que a maioria das amostras coletadas no ano de 2019 foram observadas concentrações de DBO acima do limite permitido por essa Resolução ($\leq 3,00$ mg L⁻¹ para rios de classe 1). Na Figura 13, verifica-se diferença nas concentrações de DBO entre os meses estudados, com maior variabilidade dos dados e valores superiores durante os meses mais chuvosos.

Resultados semelhantes foram encontrados em alguns estudos sobre qualidade das águas superficiais, como Bertossi *et al.* (2013), em microbacias situadas no Município de Alegre - ES; Oliveira e Cunha (2014), no baixo rio Jari - AP e por Queiroz, Silva e Paiva (2017), no rio Paraíba do Sul - SP. Assim como nesses estudos, provavelmente a lixiviação da matéria orgânica causada pelos maiores índices pluviométricos registrados na microbacia estudada, contribuíram para o aumento da DBO nas águas do riacho Timbó.

Outro parâmetro utilizado para quantificar a matéria orgânica presente na maioria dos corpos hídricos é o carbono orgânico total (COT). Nas águas superficiais, as concentrações de COT são geralmente inferiores a 10 mg L⁻¹ (CHAPMAN, 1996). Avaliando as concentrações do carbono orgânico total, verifica-se uma variação entre 1,69 e 4,53 mg L⁻¹, ou seja, em todos os pontos amostrais da microbacia os valores encontrados ficaram abaixo do valor apresentado por Chapman (1996).

Também foi verificado o comportamento desse parâmetro com os índices pluviométricos registrados na microbacia (Figura 13), onde foi possível constatar que existe uma tendência do aumento do COT nos meses com maiores precipitações registradas, e com maior variabilidade dos dados no mesmo período, provavelmente devido a lixiviação da matéria orgânica.

Comportamento semelhante foi verificado por Souza e Rodrigues (2016) no córrego São Caetano em Botucatu-SP, os autores verificaram que a maioria dos valores de carbono orgânico total (COT) apresentou-se mais elevado no período

chuvoso, os autores atribuíram esses resultados ao aporte de matéria orgânica devido ao processo de lixiviação.

A contagem de coliformes termotolerantes variou de 4.000 NMP 100mL⁻¹ a <1,80 NMP 100mL⁻¹, nas campanhas de 2018, e de 330,00 NMP 100mL⁻¹ a 11,00 NMP 100mL⁻¹ nas campanhas de 2019. Verifica-se que em algumas campanhas as águas do riacho Timbó registrou um elevado nível de contaminação por bactérias do tipo coliformes, não devendo ser utilizada antes de tratamento adequado com a finalidade de abastecimento para consumo humano.

O alto valor de coliformes termotolerantes observados nos pontos PRT-02 e PRT-03 pode ser justificado pelo livre acesso dos animais, que utilizam a água da microbacia para dessedentação, foi verificado pisoteio animal próximo a esses pontos. Observa-se na Figura 13 as concentrações de coliformes termotolerantes foram maiores nos meses com maior registro de precipitação e com grande variabilidade dos dados na primeira campanha de amostragem, dia 11.06.2018. Esse aumento provavelmente é devido ao carreamento dos dejetos animais que circulam livremente na microbacia.

Comportamento semelhante também foi verificado por Santos *et al.* (2015), no período chuvoso, os autores encontraram maiores valores de coliformes termotolerantes em nascentes da zona rural do município de Varre-Sai, RJ, provavelmente os fatores que contribuíram para esses resultados foram a criação de animais e a falta de estruturas protetoras desses ecossistemas.

Aguzzi *et al.* (2018) encontraram elevados valores de coliformes termotolerantes na maior parte das nascentes analisadas do assentamento Paraíso, Alegre, Espírito Santo. Os autores concluíram que a quantidade de animais circundantes pode ter influenciado na quantidade de microrganismos encontrados na água.

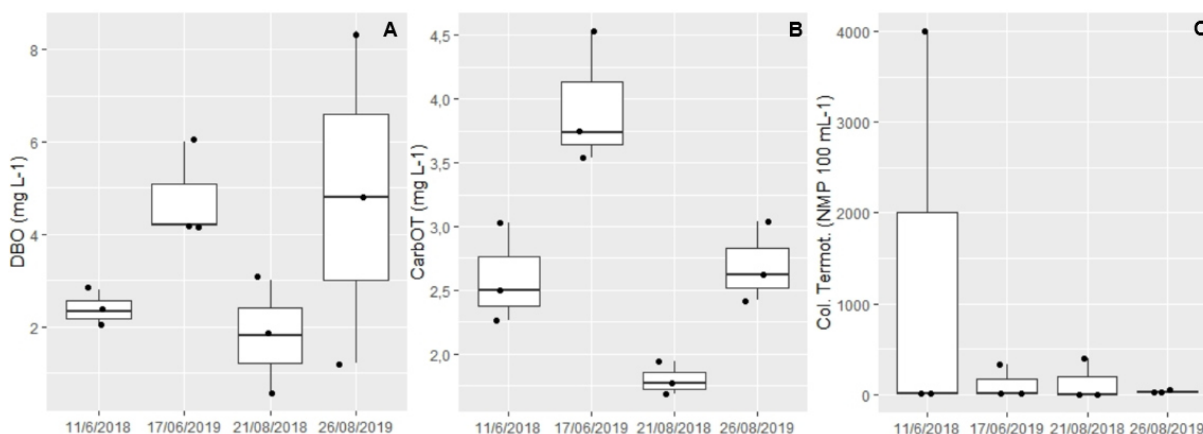
No estudo de Galatto *et al.* (2011) foram encontrados teores de coliformes fecais acima dos limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/2005, em algumas amostras analisadas das nascentes de microbacias, inseridas nas bacias hidrográficas dos rios Araranguá e Urussanga, em Criciúma, SC. Segundo os autores esse resultado se deve à criação de animais (bovino, suíno, caprino, aves, etc.), que circulam ou possuem estábulos nas proximidades das nascentes, além do despejo direto de esgoto doméstico de residências localizadas em áreas urbanas e rurais ou de ligação clandestina de esgoto nas redes de drenagem pluvial.

Silverio *et al.* (2011) também verificaram um alto índice de coliformes nas águas da microbacia do rio Passo da Pedra, localizada na região sudoeste do Paraná, no município de Pato Branco, esses índices foram relacionados as instalações que abrigam os animais que ficam às margens do curso do rio.

Em relação ao limite permitido de coliformes termotolerantes pela Resolução CONAMA n° 357/2005 ($\leq 200,00$ NMP 100mL^{-1} para rios de classe 1), 25% das amostras analisadas apresentaram contagem superior ao limite permitido.

Na Figura 13 é apresentado a variação das concentrações médias dos parâmetros indicadores de presença de matéria orgânica e biológicos da microbacia, entre as campanhas.

Figura 13 - Box plots com a variação dos parâmetros indicadores de presença de matéria orgânica e biológicos. (A - demanda bioquímica de oxigênio; B - carbono orgânico total; C - coliformes termotolerantes).



5.5 ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS NUTRIENTES E CLOROFILA-A

De acordo com Libânio (2010) a clorofila-a e os nutrientes são fundamentais para que as plantas e os organismos aquáticos realizem metabolismo e fotossíntese.

A Tabela 12 apresenta os valores médios das concentrações para essas variáveis, bem como os valores de média, mediana, desvio padrão e coeficiente de variação desses dados. A análise de fosfato foi realizada, mas todos os valores apresentaram abaixo do limite de detecção da metodologia analítica utilizada ($0,005 \text{ mg L}^{-1}$).

Tabela 12. Concentrações médias de nutrientes e clorofila-a presentes na água da microbacia do riacho Timbó.

PONTOS DE COLETA / CAMPANHAS	Fósforo Total (mg P L ⁻¹)	Nitrogênio Amoniacal N - NH ₃ (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (mgL ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹)	Clorofila-a (µgL ⁻¹)
Primeira Campanha - Junho / 2018					
PRT-01	0,17	0,51	< 0,10	1,32	15,20
PRT-02	0,16	0,54	< 0,10	0,32	6,79
PRT-03	0,14	0,24	0,46	0,44	2,67
Segunda Campanha - Agosto / 2018					
PRT-01	0,16	0,18	0,46	0,80	0,86
PRT-02	0,16	0,14	0,45	0,87	1,97
PRT-03	0,16	2,40	< 0,10	0,38	2,27
Terceira Campanha - Junho / 2019					
PRT-01	0,01	0,01	0,44	0,64	< 0,01
PRT-02	0,01	0,09	< 0,10	0,35	0,86
PRT-03	0,02	1,23	< 0,10	0,31	< 0,01
Quarta Campanha - Agosto / 2019					
PRT-01	0,01	3,04	0,13	0,62	< 0,01
PRT-02	0,01	3,26	< 0,10	0,40	0,51
PRT-03	0,01	1,24	0,14	0,54	0,98
MÉDIA RIACHO TIMBÓ	0,09	1,07	0,22	0,58	2,68
MEDIANA RIACHO TIMBÓ	0,08	0,64	0,17	0,50	1,16
DESVIO PADRÃO	0,07	1,10	0,16	0,20	3,35
COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (%)	77,78	102,80	72,73	34,48	125,00
VMP	0,10	3,7 mg L ⁻¹ , para pH ≤ 7,5	1,00	10,00	10,00

VMP = Valores máximos permitidos de acordo com a Resolução CONAMA N° 357/2005, para águas doces de classe 1.

As concentrações de fósforo total nas amostras analisadas variaram de 0,01 a 0,17 mg L⁻¹ (Tabela 12). A Resolução CONAMA n°357/05, estabelece o limite de 0,1 mg L⁻¹ para ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários pertencentes a classe 1, portanto, todas as amostras coletadas em 2018 estão acima do valor permitido para essa classe de água doce.

Os níveis desse parâmetro atingiram um valor mínimo de 0,01 mg L⁻¹, nas campanhas de 2019 e o teor máximo alcançou 0,17 mg L⁻¹ em junho de 2018, sendo a média global para o riacho Timbó de 0,09 mg L⁻¹ e o CV de 77,78%. Essa média é inferior àquela verificada na região do rio Poxim-Açu nos trabalhos de Alves e Garcia (2006) (0,225 mg L⁻¹) e de Vasco *et al.* (2011) (0,18 mg L⁻¹).

Em média, não foram observadas diferenças significativas nas concentrações de fósforo total entre os meses com maiores e/ou menores índices pluviométricos (Figura 12). Soares, Cruz e Silva (2019) também não encontraram diferença sazonal significativa para esse parâmetro na avaliação da qualidade da água do rio Parnaíba em Teresina, no estado do Piauí.

O nitrogênio pode ser encontrado nas águas naturais nas formas orgânica, amoniacal (N-NH_3), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) e tem origem natural (compostos orgânicos, clorofila e proteínas) ou antropogênica (efluentes domésticos, industriais e de criatórios de animais, como também de fertilizantes utilizados na agricultura) (LIBÂNIO, 2015).

As concentrações de nitrogênio amoniacal durante o período estudado, apresentaram variações significativas entre as campanhas realizadas. Os níveis de N-NH_3 variaram entre 0,01 e 3,26 mg L^{-1} , atingindo um valor médio para o riacho Timbó de 1,07 mg L^{-1} e um CV de 102,80%.

De acordo com a Resolução CONAMA n° 357/05 os limites do parâmetro de qualidade da água referentes ao nitrogênio amoniacal variam em função do pH, (3,7 mg L^{-1} para $\text{pH} \leq 7,5$; 2,0 mg L^{-1} para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$; 1,0 mg L^{-1} $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ e 0,5 mg L^{-1} $\text{pH} > 8,5$). Comparando os valores de N-NH_3 com o pH médio do riacho Timbó (7,33), nenhum resultado encontrado superou os limites estabelecidos dessa Resolução.

A Tabela 12 permite visualizar a variação nos níveis de NO_2^- (< 0,10 a 0,46 mg L^{-1}) nas águas do riacho Timbó nos anos estudados. O valor máximo permitido de nitrito estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05 é de 1,00 mg L^{-1} , portanto, todos os valores ficaram a baixo do valor determinado.

No que diz respeito ao NO_3^- , observa-se uma variação das concentrações desse íon de 0,31 a 1,32 mg L^{-1} , com um valor médio para o riacho Timbó de 0,58 mg L^{-1} . Fundamentado nos limites estabelecidos na Resolução CONAMA n° 357/05 para águas doces classe 1, o NO_3^- tem seu limite determinado de 10 mg L^{-1} . Para o período estudado não foram encontrados valores superiores ao estabelecido para essa classe de água doce.

Observa-se na Figura 14 que as maiores concentrações N-NH_3 , NO_2^- e NO_3^- foram registradas nos meses de agosto dos anos estudados, período em que foram registrados os menores índices pluviométricos, provavelmente devido capacidade de retenção de nutrientes na floresta.

Ding *et al.* (2015) ao estudarem os impactos do uso da terra na qualidade da água do rio Dongjiang, sudeste da China, observaram que o uso da terra florestal tiveram impactos negativos mais fortes durante a estação seca nas variáveis, PT, NT e N-NH₃, provavelmente devido ao efeito da alta descarga de água e baixo tempo de retenção de água na estação chuvosa, o que influencia a capacidade de retenção de nutrientes na floresta.

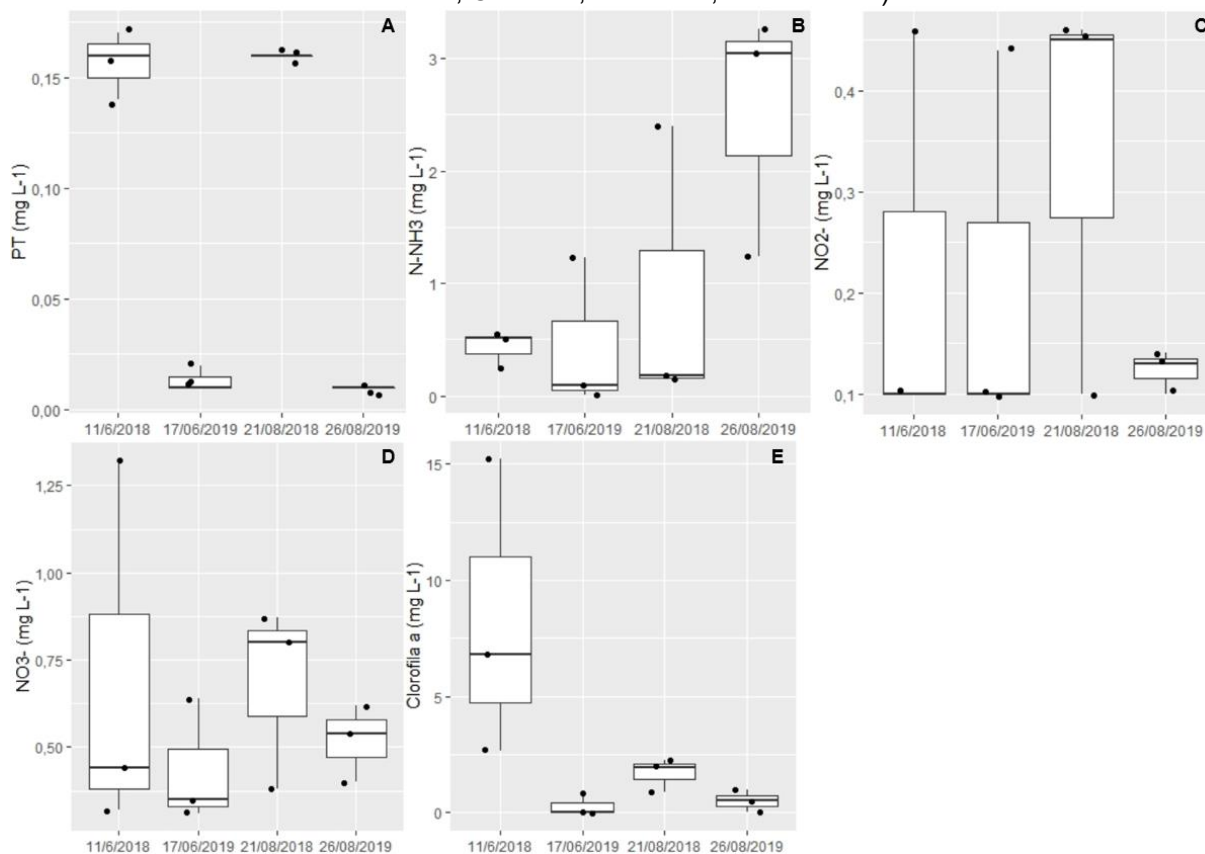
Segundo Barroso *et al.* (2017) valores de nutrientes encontrados em microbacias com predominância de floresta se dá em consequência de aportes do próprio ecossistema florestal. Os autores mencionam a importância das florestas como fonte de nitrato para os recursos hídricos.

Na avaliação da clorofila-a, observa-se um valor médio para o riacho Timbó de 2,68 µg L⁻¹ e um CV de 125,00%, expressando alta variação desse parâmetro. Todos os valores de clorofila-a ficaram dentro dos limites impostos pela legislação vigente (10 µg L⁻¹) para águas doces de classe 1, com exceção do valor encontrado na campanha de amostragem de 11.06.2018, no ponto PRT-01 (15,20 µg L⁻¹).

Segundo Chapman (1996), dependendo das condições ambientais, as concentrações de clorofila-a oscilam com a sazonalidade, com a profundidade da água, ou até diariamente. A clorofila-a apresentou-se mais elevada no período em que foram registradas as maiores precipitações (junho/2018 e 2019) e com maior variabilidade dos dados no mesmo período (Figura 14). Queiroz, Silva e Paiva (2017) também encontraram valores maiores de clorofila a no rio Paraíba do Sul - SP, com o aumento da precipitação, provavelmente devido ao arraste para a coluna d'água.

Na Figura 14 é apresentado a variação das concentrações médias dos nutrientes e da clorofila-a da microbacia, entre as campanhas.

Figura 14 - Box plots com a variação dos nutrientes e da clorofila-a. (A - fósforo total; B - nitrogênio amoniacal; C - nitrito; D - nitrato; E - clorofila a).



5.6 ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS ÍONS MAIORES

Os íons maiores naturalmente são muito variáveis nas águas superficiais e subterrâneas, pois a concentração dessas espécies na água está diretamente ligada às condições geológicas, climáticas e geográficas locais. Esses íons são, basicamente, constituintes provenientes dos principais sais minerais dissolvidos na água (CHAPMAN, 1996). As águas naturais não poluídas são predominantemente compostas por K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- e HCO_3^- (DAI, 1996).

A composição química das águas superficiais da microbacia do riacho Timbó foi avaliada com base nas concentrações dos íons maiores. Os cátions (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} e ânions (Cl^- e SO_4^{2-}), foram analisados em triplicata e os valores de suas concentrações médias estão apresentados na Tabela 13.

Tabela 13. Concentrações médias dos íons maiores presentes na água da microbacia do riacho Timbó.

PONTOS DE COLETA / CAMPANHAS	Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	Na ⁺ (mg L ⁻¹)	K ⁺ (mg L ⁻¹)	Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)
Primeira Campanha - Junho / 2018						
PRT-01	11,42	10,91	0,65	2,47	1,46	1,33
PRT-02	12,06	11,47	0,52	2,23	1,58	1,55
PRT-03	12,97	12,42	0,51	2,63	1,56	1,53
Segunda Campanha - Agosto / 2018						
PRT-01	12,11	11,17	0,46	2,31	1,44	1,36
PRT-02	12,67	11,43	0,32	2,37	1,45	1,78
PRT-03	13,30	12,30	0,39	3,11	1,37	2,03
Terceira Campanha - Junho / 2019						
PRT-01	16,85	15,31	0,56	2,40	1,66	3,73
PRT-02	22,26	20,23	0,46	2,51	1,87	3,48
PRT-03	25,43	17,92	0,46	2,84	2,24	4,74
Quarta Campanha - Agosto / 2019						
PRT-01	14,54	16,71	0,67	3,47	1,52	1,65
PRT-02	15,37	17,10	0,46	2,71	1,45	1,94
PRT-03	15,58	17,29	0,65	2,93	1,41	2,33
MÉDIA RIACHO TIMBÓ	15,38	14,52	0,51	2,67	1,58	2,29
MEDIANA RIACHO TIMBÓ	13,92	13,87	0,49	2,57	1,49	1,86
DESVIO PADRÃO	4,33	3,25	0,11	0,37	0,25	1,10
COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (%)	28,15	22,40	21,18	13,79	15,59	48,01
VMP	250,00	-	-	-	-	250,00

VMP = Valores máximos permitidos de acordo com Resolução CONAMA N° 357/2005, para águas doces de classe 1.

Verifica-se na Tabela 13 que os resultados das análises foram compatíveis com os padrões de água doce. Estão estabelecidas na Resolução CONAMA n°357/05 apenas as concentrações de Cl⁻ e SO₄²⁻, porém os demais íons também são importantes para a avaliação da qualidade da água.

Dos íons analisados, o ânion predominante foi o Cl⁻ e o cátion dominante foi o Na⁺. O padrão de dominância iônica observado foi: (Na⁺ > Ca²⁺ > Mg²⁺ > K⁺) e (Cl⁻ > SO₄²⁻). Em decorrência da ausência de possíveis fontes pontuais de contaminação na microbacia, como efluentes domésticos e industriais, todos os valores encontrados dos íons maiores foram considerados baixos, indicando provavelmente que os íons estudados são provenientes de origem natural.

As principais fontes de cloreto nas águas superficiais são oriundas da deposição atmosférica de aerossóis marinhos, do intemperismo de rochas sedimentares e da lixiviação de solos de áreas agrícolas (CHAPMAN, 1996).

O valor máximo permitido de Cl^- , de acordo com a Resolução CONAMA N° 357/05, para águas doces de classe 1, é de 250 mg L^{-1} , todas as concentrações encontradas no riacho Timbó desse íon ficaram bem abaixo do limite estabelecido. A concentração média de cloreto ao longo do riacho Timbó variou de $(11,42 - 25,43 \text{ mg L}^{-1})$.

O sódio é um elemento essencial para os organismos vivos, pode ser encontrado na forma iônica Na^+ e na matéria animal e vegetal. Uma pequena concentração de sódio é encontrada em todas as águas naturais, entretanto o aumento de sua concentração pode surgir de esgotos e efluentes industriais. (CHAPMAN, 1996).

Verifica-se na Tabela 13 que as amostras coletadas durante as campanhas de 2018 a concentração de Na^+ variou entre $10,91$ e $12,42 \text{ mg L}^{-1}$ e em 2019 variou entre $15,31$ e $20,23 \text{ mg L}^{-1}$.

Alves e Garcia (2006) encontraram uma variação de sódio entre $5,0$ e $37,0 \text{ mg L}^{-1}$ na sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, sendo que as menores concentrações foram observadas no rio Poxim-Açu. Já em relação ao cloreto, os autores também observaram concentrações abaixo do estabelecido pela Resolução CONAMA na região do rio Poxim-Açu, valores inferiores a 30 mg L^{-1} .

O potássio ocorre largamente no ambiente, incluindo todas as águas naturais. Sua concentração na água potável, ocorre abaixo daquelas de preocupação com a saúde (WHO, 2011).

Nas campanhas de amostragem da microbacia estudada, todas as concentrações de K^+ ficaram abaixo de $1,00 \text{ mg L}^{-1}$. Segundo Alves e Garcia (2006) as concentrações de potássio, em águas naturais, são baixas, pois as rochas que contêm potássio são relativamente resistentes ao intemperismo.

Observa-se que a concentração de K^+ variou ao longo do riacho Timbó entre $0,32$ e $0,67 \text{ mg L}^{-1}$, no entanto, a legislação não estabelece um valor máximo para concentrações desse íon. Não há evidências de quais níveis de potássio possam ser nocivos aos seres humanos, embora existam preocupações com a saúde de indivíduos suscetíveis, ou seja, grupos de alto risco (indivíduos com disfunção renal,

doença cardíaca, doença arterial coronariana, hipertensão, diabetes, entre outras) que consomem água potável tratada com tratamento à base de potássio (WHO, 2011).

O cálcio e o magnésio geralmente são encontrados em águas naturais e são originados de rochas calcárias e de rochas contendo minerais de ferro e magnésio (ALVES e GARCIA, 2006). Os teores desses íons são relevantes na avaliação da qualidade da água, pois são os principais responsáveis pela dureza da água, podendo aumentar o consumo de sabão, reduzir a formação de espuma, causar incrustações em tubulações e dificultar o cozimento de alimentos (LIBÂNIO, 2005; SANTOS, 2000).

As concentrações de cálcio variaram de 2,23 mg L⁻¹ a 3,47 mg L⁻¹ ao longo da microbacia, e as concentrações de magnésio, por sua vez, variaram entre 1,37 e 2,24 mg L⁻¹. Foram encontrados por Alves e Garcia (2006) valores inferiores de Mg²⁺ e superiores de Ca²⁺, aos encontrados nesse estudo, no rio Poxim Açu.

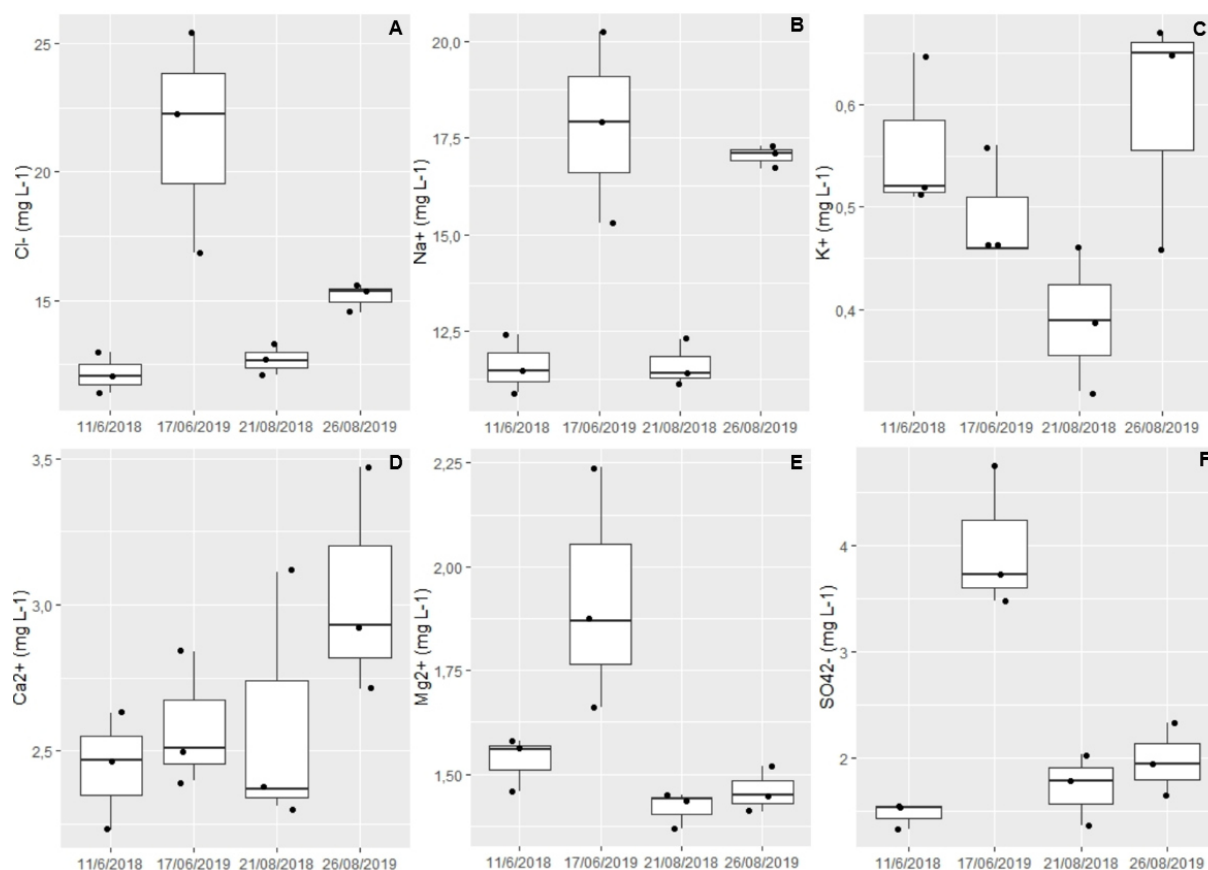
O íon SO₄²⁻ está naturalmente presente nas águas superficiais, ele é originário da deposição atmosférica de aerossóis oceânicos e da lixiviação de compostos de enxofre. Este íon pode estar relacionado a descarga de efluentes industriais e a precipitação atmosférica, o que ocasiona na adição de quantidades significativas de sulfato às águas superficiais (CHAPMAN, 1996).

As concentrações de sulfato variaram entre 1,33 e 4,74 mg L⁻¹, esses dados expressam alta variação (CV: 48,01%), principalmente no período com maiores índices pluviométricos. Fundamentado nos limites estabelecidos na Resolução CONAMA n°357/05 para águas doces classe 1, o sulfato tem o valor máximo permitido de 250 mg L⁻¹, foram observados valores abaixo desse limite em todas as campanhas.

Valores abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA do íon sulfato, variação entre 0,16 a 2,99 mg L⁻¹, também foram encontrados por Veronez (2011) em microbacias hidrográficas com predominância de floresta no nordeste Paraense, Amazônia Oriental, provavelmente devido a preservada cobertura florestal.

A Figura 15 apresenta as concentrações médias dos íons maiores da microbacia, entre as campanhas.

Figura 15 - Box plots com a variação dos íons maiores. (A - cloreto; B - sódio; C - potássio; D - cálcio; E - magnésio; F - sulfato).



Em média, observa-se pequeno aumento e maior variabilidade dos dados para os parâmetros Cl^- , Mg^{2+} e SO_4^{2-} em junho de 2018 e 2019, período com maiores índices pluviométricos. Também foram encontrados maiores valores nesse mesmo período das concentrações de K^+ .

Bertossi et al. (2013) também encontraram maiores valores dos íons dissolvidos no período chuvoso, em uma microbacia com predominância de floresta, situada no Município de Alegre, ES, provavelmente devido a influência da drenagem que carrou os principais constituintes para as águas do corpo hídrico estudado.

O Ca^{2+} apresentou-se maior nos meses de agosto dos anos estudados, período onde foram registrados as menores precipitações. As concentrações do Na^+ apresentaram valores próximos e sem grandes diferenças entre os períodos de maior e/ou menor índice pluviométrico, porém pode-se observar na Figura 15.B que no ano de 2019 foram registradas as maiores concentrações desse parâmetro.

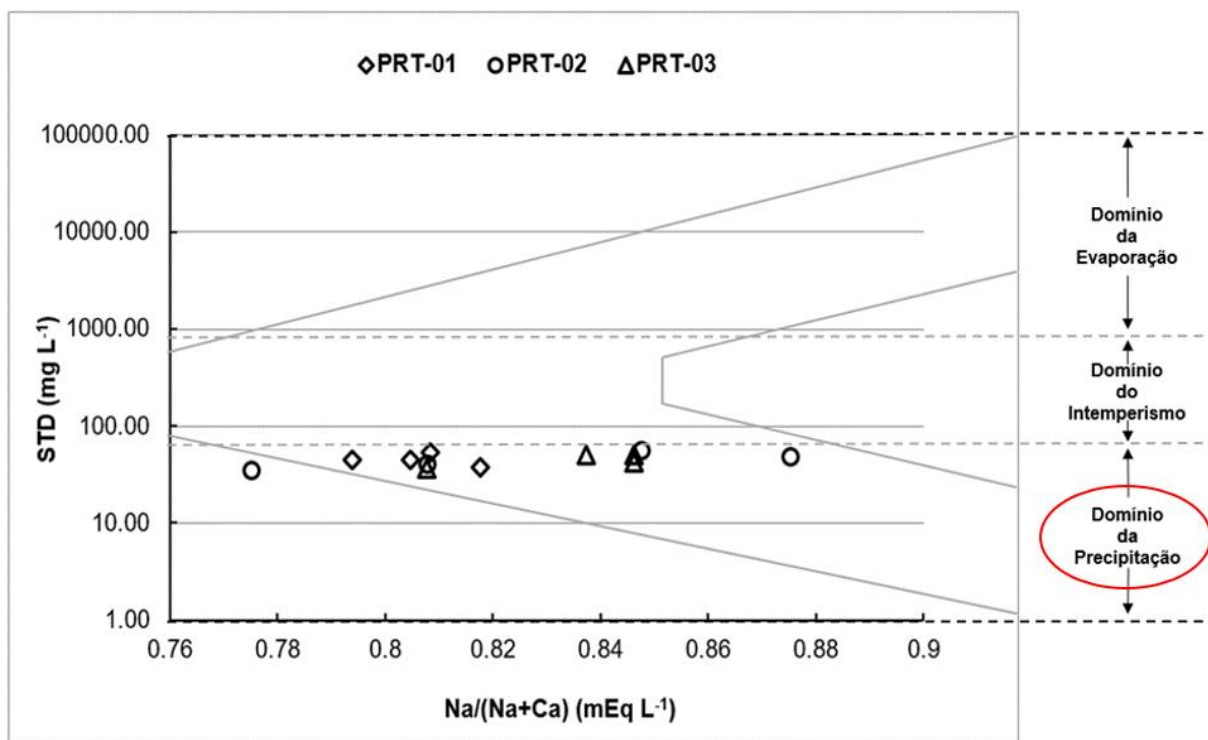
Comportamento semelhante ao encontrado nesse estudo, foi observado por RAO et al. (2019) no rio Gan, no centro sul da China, as concentrações de Ca^{2+} apresentaram correlação negativa com o escoamento do rio, segundo os autores, as

concentrações dos íons maiores são geralmente reduzidas pelo escoamento superficial, embora esse efeito de diluição seja variável em diferentes bacias hidrográficas.

A composição química da água pode sofrer variações significativas devido as precipitações atmosféricas, interações água/rocha, cristalização e também das atividades antrópicas. Diante disso, foi realizada uma avaliação das principais influências sobre a composição dos sais dissolvidos da água superficial na microbacia estudada. Para isso, foi construído o diagrama proposto por Gibbs (Figura 16), onde este é baseado nos valores de sólidos totais dissolvido (STD) e na relação da concentração de $\text{Na}/(\text{Na}+\text{Ca})$.

Gibbs (1970) estudando os mecanismos que controlam a química mundial da água, observou que os três principais fatores que controlam a composição dos sais dissolvidos das águas superficiais podem ser definidos como precipitação atmosférica, dominância de rochas (intemperismo) e processo de evaporação-cristalização.

Figura 16 - Diagrama de Gibbs mostrando a plotagem das amostras nos três pontos de coleta.



Fonte: Autoria própria, 2019.

A influência das chuvas na composição dos íons maiores da microbacia estudada pode ser entendida, onde observando o diagrama de Gibbs (Figura 16),

verifica-se que o principal fator de controle da química da água, com predominância das amostras nesse domínio, é a precipitação atmosférica, evidenciando uma reduzida interação água-rocha.

Segundo Gibbs (1970) a composição química das águas com baixa salinidade, são controladas pela quantidade de sais dissolvidos fornecidos pela precipitação, essas águas consistem principalmente dos rios que têm fontes em áreas lixiviadas, estando de acordo com os resultados encontrados nessa pesquisa.

Merchán et al. (2015) estudando processos geoquímicos que controlam a salinização da água na bacia hidrográfica de Lerma, na Espanha, identificaram que as águas de precipitação são as principais águas de entrada na Bacia de Lerma, devido à baixa salinidade e condutividade elétrica encontradas.

Também usando o diagrama de Gibbs para entender as fontes dos íons, Marques *et al.* (2017) chegaram à mesma conclusão ao atribuir a precipitação atmosférica como principal controle sobre os íons presentes nas águas da bacia de drenagem do rio São João, localizada na região dos Lagos, Estado do Rio de Janeiro. Os autores afirmam que a pluviosidade é um importante fator de controle dos constituintes da água e exerce controle sobre o comportamento dos íons pelo processo de concentração e diluição.

5.7 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA - IQA

Foram utilizados como indicadores de qualidade da água os valores médios dos três pontos em cada campanha de amostragem, realizadas nos meses de junho/2018 a agosto/2019.

Na Tabela 14 encontram-se os resultados obtidos para os cálculos do IQA para as campanhas realizadas e o IQA global da microbacia estudada. Os resultados qualitativos, de forma geral, classificou a qualidade da água da microbacia como boa em 100% das campanhas. A interpretação dos resultados seguiu a classificação por faixas, estabelecidas pela CETESB, apresentada na Tabela 5.

De acordo com os valores médios do IQA observados na Tabela 15, em 2018 as faixas mostraram-se entre 56 e 73 e em 2019 observa-se uma variação entre 58 e 65, com IQA global para a microbacia de 63, classificando a qualidade de suas águas

como boa. Essa classificação encontrada para o índice de qualidade da água do riacho Timbó, provavelmente se deve ao fato de ser uma região preservada, com o uso e ocupação do solo predominante de floresta e de pouca interferência antrópica.

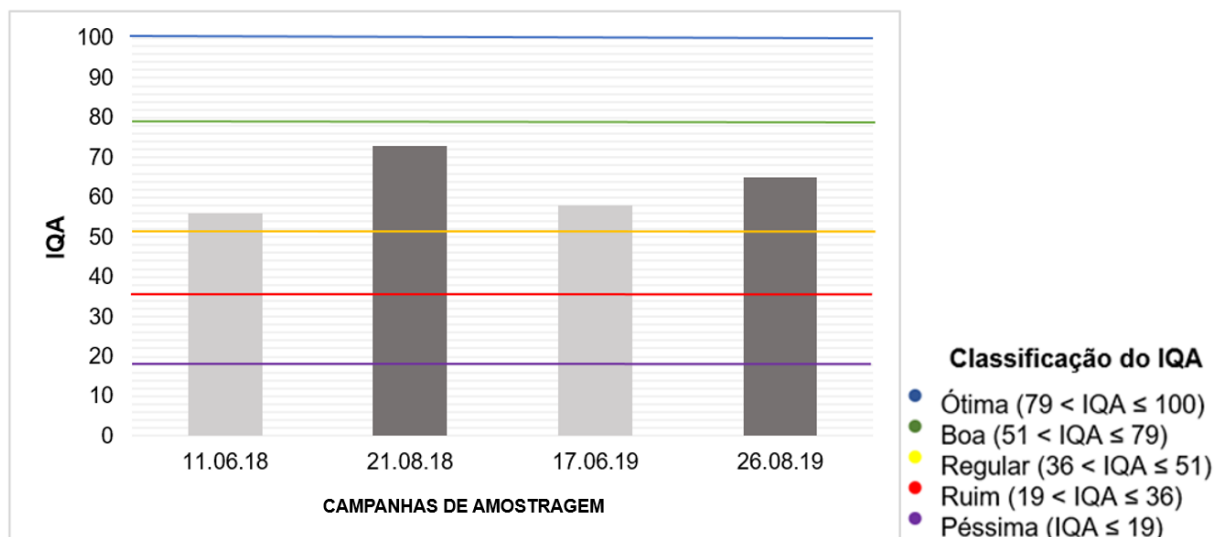
Resultados semelhantes foram encontrados por Medeiros *et al.* (2016) no Riacho da Bica em Portalegre - RN, os melhores índices de qualidade da água (58,2) foram encontrados na região da nascente, provavelmente devido à presença de uma vegetação arbórea arbustiva preservada e da presença de placa de advertência proibindo a entrada de pessoas, o que diminui o impacto antrópico.

Tabela 14. Resultados da qualidade da água do riacho Timbó medidos através do Índice de Qualidade da Água (CETESB) para os anos 2018 / 2019.

PONTOS DE COLETA	Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	Coliformes Termotolerantes (NMP 100mL ⁻¹)	pH	Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L ⁻¹)	Temperatura (C°)	Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	Fósforo Total (mg L ⁻¹)	Turbidez (UNT)	Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	IQA / Classificação	IQA Global Microbacia/ Classificação	
Campanha dia 11.06.2018												
Média	5,81	1.343,67	8,91	2,38	24,18	1,28	0,16	11,67	79,00	56 / Boa	63 / Boa	
Campanha dia 21.08.2018												
Média	7,05	135,43	7,68	1,80	23,46	1,89	0,16	3,13	52,25	73 / Boa		
Campanha dia 16.06.2019												
Média	3,82	118,33	6,89	4,80	24,70	1,02	0,01	20,53	96,00	58 / Boa		
Campanha dia 26.08.2019												
Média	6,05	33,00	5,84	4,80	23,68	3,12	0,01	9,12	127,33	65 / Boa		

A variação dos resultados do índice de qualidade da água para as campanhas realizadas nos anos de 2018 e 2019 e suas respectivas faixas de classificação, estão apresentados na Figura 17.

Figura 17 - Representação gráfica da variação do IQA durante as campanhas e faixas de classificação.



Conforme podemos observar na Figura 17, os maiores índices de qualidade da água (73 e 65) foram registrados nas campanhas dos meses de agosto dos dois anos, período em que foram registrados os menores índices pluviométricos. Os menores índices (56 e 58) foram registrados nos meses onde ocorreram as maiores precipitações, junho/2018 e 2019, provavelmente devido a entrada de contaminantes no riacho Timbó pelo escoamento superficial. Resultados similares com diminuição dos valores de IQA em períodos chuvosos também foram observados por diversos autores (Manoel e Carvalho 2012, Franco e Hernandez, 2012; Zanini *et al.*, 2010).

Manoel e Carvalho (2012) ao avaliarem a qualidade da água por meio do monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos, utilizando-se o IQA de duas nascentes na microbacia do córrego Caçula, no município de Ilha Solteira - SP, verificaram que as nascentes apresentaram um valor médio de IQA (63,6) de classificação boa, sendo que em períodos com maiores índices pluviométricos à tendência de redução no valor do IQA, devido a contribuição do escoamento superficial que favorece a entrada de contaminantes.

Franco e Hernandez (2012) também observaram que existe uma variação relacionada ao índice pluviométrico, na qualidade da água da microbacia do Coqueiro

localizada no noroeste paulista, tendo em vista que os valores máximos de IQA foram registrados no período seco (87 e 92) e os valores mínimos no período chuvoso (38 e 59).

Zanini *et al.* (2010) analisando a qualidade da água da microbacia do Córrego Rico que abastece a cidade de Jaboticabal (SP), verificaram que o IQA apresentou melhor qualidade da água no período seco (67) do que no período chuvoso (65). Os autores observaram que mesmo havendo diferenciação significativa nos valores do índice de qualidade da água entre os pontos, todos os valores indicaram boa qualidade da água conforme classificação apresentada pela CETESB.

As variáveis que mais influenciaram negativamente sobre os resultados de IQA no período chuvoso foram coliformes termotolerantes, oxigênio dissolvido e turbidez. Esses dados corroboram com os observados na pesquisa de Poletto, Carvalho e Matsumoto (2010), onde os autores verificaram que houve uma redução dos índices nos dias de chuva, sendo que as variáveis que mais influenciaram negativamente o IQA foram coliformes termotolerantes, DBO, turbidez e sólidos totais. De modo geral os autores observaram que o IQA do Córrego do Ipê no município de Ilha Solteira no Estado de São Paulo, variou nos três pontos de amostragem de regular (47,9) a péssimo (23,8) indicando um avançado estágio de degradação do córrego.

De forma geral, a diminuição dos índices de qualidade da água foram associados a uma maior presença de coliformes termotolerantes e redução do oxigênio dissolvido, no entanto todos os pontos da microbacia experimental apresentaram bons índices de qualidade da água, mesmo estando alguns parâmetros com concentração acima do estabelecido pela Resolução CONAMA n°. 357, de 17 de março de 2005 para água doce de classe 1, como os coliformes termotolerantes, o fósforo total e o oxigênio dissolvido em algumas campanhas.

Moretto *et al.* (2012) no estudo da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, RS, destacaram que os parâmetros críticos para a redução do IQA foram os coliformes termotolerantes e a concentração de fósforo total. Os autores observaram uma discordância entre a avaliação da qualidade da água obtida através do IQA - NSF, que variou entre boa e regular, e da Resolução CONAMA n° 357/2005, que foi ruim, enquadrando o corpo hídrico na classe 4 dessa legislação.

Barros e Souza (2012) observaram que o índice de qualidade da água do córrego André em Mirassol D'Oeste, MT atingiu uma classificação regular, sendo que

no período de estiagem o IQA variou de 37,0 a 56,0 e no período de cheia variou de 33,78 a 58,27. As principais variáveis responsáveis pela diminuição do IQA foram o oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio e o fósforo total, respectivamente.

Diante disso, verifica-se a necessidade de avaliação do IQA em complemento com outras variáveis individuais da qualidade da água, para que informações não sejam perdidas e para a adequação dos parâmetros aos limites impostos pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

5.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A análise estatística dos dados foi realizada através da análise de correlação linear de Pearson, pelo teste de média, análise de variância (ANOVA) e das análises multivariadas: análise de componentes principais (PCA) e análise de agrupamento hierárquico (HCA).

5.8.1 Análise de Variância (ANOVA)

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey, com grau de significância de 5%, levando-se em consideração as campanhas e os pontos de amostragem. A Tabela 15 apresenta a análise de variância para as médias dos parâmetros da qualidade da água.

Tabela 15. Resultado da análise de variância para os parâmetros da qualidade da água.

Variáveis	Campanhas			
	11/06/2018	21/08/2018	17/06/2019	26/08/2019
pH	8.91 ^a	7.68 ^b	6.89 ^c	5.84 ^d
OD (mg L ⁻¹)	5.81 ^a	7.05 ^a	3.82 ^b	6.05 ^a
Turbidez (UNT)	11.66 ^{ab}	3.13 ^b	20.52 ^a	9.12 ^b
STD (mg L ⁻¹)	42.33 ^{ab}	36.00 ^b	50.00 ^a	49.99 ^a
ST (mg L ⁻¹)	79.00 ^a	52.25 ^b	96.00 ^a	127.33 ^c
CE (μS cm ⁻¹)	84.66 ^{ns}	72.33 ^{ns}	88.76 ^{ns}	76.93 ^{ns}
Temperatura (C°)	24.18 ^{ab}	23.45 ^b	24.70 ^a	23.68 ^{bc}
DBO (mg L ⁻¹)	2.38 ^{ns}	1.80 ^{ns}	4.80 ^{ns}	4.80 ^{ns}
COT (mg L ⁻¹)	2.60 ^a	1.80 ^b	3.93 ^c	2.69 ^a
CT (NMP 100 mL ⁻¹)	1343.66 ^{ns}	135.43 ^{ns}	118.83 ^{ns}	33.00 ^{ns}
PT (mg L ⁻¹)	1.15 ^a	0.16 ^a	0.013 ^b	0.01 ^b
N-NH₃ (mg L ⁻¹)	0.43 ^{ns}	0.91 ^{ns}	0.44 ^{ns}	2.51 ^{ns}
NO₂⁻ (mg L ⁻¹)	0.22 ^{ns}	0.23 ^{ns}	0.21 ^{ns}	0.12 ^{ns}
NO₃⁻ (mg L ⁻¹)	0.69 ^{ns}	0.68 ^{ns}	0.43 ^{ns}	0.52 ^{ns}
Clorofila a (μg L ⁻¹)	8.22 ^{ns}	1.70 ^{ns}	0.29 ^{ns}	0.50 ^{ns}
Cl⁻ (mg L ⁻¹)	12.15 ^a	12.69 ^a	21.51 ^b	15.16 ^a
Na⁺ (mg L ⁻¹)	11.6 ^a	11.63 ^a	17.82 ^b	17.03 ^b
K⁺ (mg L ⁻¹)	0.56 ^a	0.39 ^b	0.49 ^{ab}	0.59 ^a
Ca²⁺ (mg L ⁻¹)	2.45 ^{ns}	2.59 ^{ns}	2.58 ^{ns}	3.03 ^{ns}
Mg²⁺ (mg L ⁻¹)	1.53 ^{ab}	1.42 ^b	1.92 ^a	1.46 ^b
SO₄²⁻ (mg L ⁻¹)	1.47 ^a	1.72 ^a	3.98 ^b	1.97 ^a

Os parâmetros analisados não mostraram diferenças estatísticas significativas em relação a localização espacial, apresentando semelhança dos dados nos três pontos de coleta.

Na Tabela 15 as letras minúsculas (a, b, c, d) comparam as médias dos parâmetros entre as diferentes datas de amostragem. As médias seguidas por letras diferentes em uma linha são estatisticamente diferentes e as médias indicadas pelas letras minúsculas ns, não são significativas estatisticamente, de acordo com o teste de Tukey em 5% de probabilidade.

Diferenças estatísticas significativas foram observadas entre as diferentes datas de amostragem para as médias de treze variáveis analisadas. Nove variáveis (CE, DBO, CT, N-NH₃, NO₂⁻, NO₃⁻, Ca²⁺ e clorofila-a) não foram significativas estatisticamente ($p > 0,05$).

A variável pH mostrou diferença estatística significativa em todas as campanhas. As médias de OD, Cl^- e SO_4^{2-} mostraram diferença apenas na terceira campanha. As médias de turbidez e Mg^{2+} mostraram diferenças entre a segunda e terceira campanha. Na variável STD houve diferença significativa entre a segunda e as duas últimas campanhas.

As médias da segunda e quarta campanha foram diferentes das demais para os ST. Diferenças estatisticamente significativas foram encontradas na segunda campanha para a temperatura, em relação a primeira e terceira campanhas. Para as médias de COT não houve diferença entre a primeira e quarta campanhas, já a segunda e terceira foram diferentes das demais.

As duas primeiras campanhas foram diferentes das duas últimas para o fósforo total e o Na^+ . Já para as médias do íon potássio, observou-se que a segunda campanha foi estatisticamente diferentes da primeira.

As diferenças estatísticas encontradas entre as diferentes datas de coletas, sob os parâmetros de qualidade da água, provavelmente foi devido a influência da precipitação e vazão registradas na microbacia estudada.

5.8.2 Matriz de Correlação de Pearson

Foi construída uma matriz de correlação de Pearson com o objetivo de identificar a correlação existente entre as variáveis da qualidade da água da microbacia estudada. Para avaliar as correlações existentes foram levados em consideração os parâmetros da qualidade da água e as variáveis hidroclimáticas. Segundo Lopes (2016) as intensidades de correlação entre 0,81 e 0,99 são consideradas muito fortes (Tabela 7). A Tabela 16 apresenta os coeficientes de correlação entre as variáveis e em vermelho estão as intensidades mais fortes.

Os coeficientes de correlação mais significativos ($0,81 \geq r \leq 0,99$) e positivos foram encontrados entre o pH e PT (0,8356), Turb e T (0,8146), Turb e COT (0,9509), STD e ST (0,8265), STD e Na^+ (0,8677), CE e Mg^{2+} (0,8066), T e COT (0,8140), T e Q-1D (0,9041), T e Q-5D (0,8583), Cl^- e Na^+ (0,8163), Cl^- e Mg^{2+} (0,8959), Cl^- e SO_4^{2-}

(0,9281), Mg^{2+} e SO_4^{2-} (0,8502), Mg^{2+} e Q-1D (0,8401), SO_4^{2-} e Q-1D (0,8525), COT e Q-1D (0,8436) e P-1D e P5D (0,9055).

Já as correlações negativas mais fortes, foram registradas pelos parâmetros OD e Turb (-0,8883), OD e COT (-0,9451), OD e Q1D (-0,8270), STD e PT (-0,8341) e PT e Na^+ (-0,9355).

A correlação positiva entre turbidez e COT sugere que as partículas de argila presentes na microbacia hidrográfica, apresentam a capacidade de absorverem compostos orgânicos. Rocha *et al.* (2016) analisando o comportamento dos parâmetros da qualidade da água em diferentes regimes pluviométricos da Represa de São Pedro, Minas Gerais, também encontraram correlação significativa entre a turbidez e a matéria orgânica (0,71), sugerindo que a turbidez é causada pelo aporte da matéria orgânica lixiviada.

Corroborando com os resultados apresentados, o OD apresenta correlação negativa com turbidez e COT, mostrando que a presença de partículas suspensas, provocadas pela matéria orgânica lixiviada, tende a diminuição da disponibilidade de oxigênio no corpo hídrico, devido ao aumento da demanda por oxigênio na água pelos microrganismos aeróbios.

Ribeiro *et al.* (2016) estudando a qualidade da água na bacia do Ribeirão Anicuns, Goiânia, GO, também encontraram forte correlação negativa entre OD e turbidez (-0,61), sugerindo que a relação inversa desses parâmetros está relacionada ao aporte de matéria orgânica.

A correlação positiva apresentada pelo P_{total} com pH e correlações negativas com STD e ST, considerando a ausência de contaminação de origem antrópica a montante, seja por efluente doméstico ou industrial, sugerem que o fósforo total seja proveniente da decomposição de matéria orgânica, seja por contribuição da floresta ou por dejetos animais.

Analisando a correlação positiva entre Cl^- e os íons Na^+ , Mg^{2+} e SO_4^{2-} , deduz-se, portanto, que esses sais dissolvidos são originários de um fator comum, compartilhando do mesmo processo de formação, precipitação atmosférica, conforme foi apresentado no diagrama de Gibbs.

Forte correlação positiva entre STD e Na^+ indica que o sódio foi o cátion de maior influência na concentração dos sólidos totais dissolvidos das águas estudadas. Nos estudos de Bertossi *et al.* (2013) também foi encontrado forte correlação entre

STD e Na^+ , em microbacias no município de Alegre, ES. Em contrapartida, a CE sofreu maior influência dos íons Mg^{2+} , Cl^- e SO_4^{2-} devido as maiores correlações positivas encontradas.

Além disso destaca-se a ausência de correlação significativa da série nitrogenada com os demais parâmetros estudados, sugerindo a não interferência antrópica, especialmente por esgotamento sanitário, no manancial estudado. Da mesma forma, ocorre para pH e DBO, em que a ausência de correlação indica a não relação da acidez da água com fontes orgânicas, ocorrendo, portanto, por causas naturais.

Agrizzi et. al. (2018) também não encontraram correlação significativa entre o pH e DBO de nascentes florestadas do assentamento Paraíso, Alegre, Espírito Santo, sugerindo a não relação da acidez da água com a matéria orgânica.

Tabela 16. Matriz de correlação para os parâmetros da qualidade da água e variáveis hidroclimáticas.

	pH	OD	Turb	STD	ST	CE	T	PT	N-NH ₃	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	Clorofila a	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	DBO	COT	CT	P-1D	P-5D	Q-1D	Q-5D
pH	1																								
OD	0.1768	1																							
Turb	-0.1011	-0.8883	1																						
STD	-0.6150	-0.5877	0.5311	1																					
ST	-0.6983	-0.3396	0.2779	0.8265	1																				
CE	0.0653	-0.4870	0.4292	0.5555	0.2461	1																			
T	0.1041	-0.7405	0.8146	0.4988	0.1391	0.6586	1																		
PT	0.8356	0.5491	-0.4847	-0.8341	-0.8419	-0.2121	-0.3412	1																	
N-NH ₃	-0.5559	0.3579	-0.2120	0.2479	0.4449	-0.1704	-0.3598	-0.3500	1																
NO ₂ ⁻	0.2438	-0.0931	-0.1132	-0.5072	-0.3584	-0.3366	-0.2957	0.2943	-0.5606	1															
NO ₃ ⁻	0.2277	-0.0217	0.1032	-0.2304	-0.2900	-0.0636	-0.1527	0.4084	-0.2820	0.2640	1														
Clorofila a	0.6457	0.1078	0.1328	-0.1915	-0.3294	0.2030	0.2036	0.5822	-0.2375	-0.2403	0.6303	1													
Cl ⁻	-0.4436	-0.5537	0.4605	0.6487	0.3981	0.6353	0.6332	-0.6971	0.0054	-0.3105	-0.4992	-0.4607	1												
Na ⁺	-0.7508	-0.4704	0.3892	0.8677	0.7500	0.3470	0.4089	-0.9355	0.3019	-0.4281	-0.5119	-0.5518	0.8183	1											
K ⁺	-0.2327	-0.3546	0.4110	0.5731	0.6210	0.2549	0.1541	-0.3271	0.1387	-0.2773	0.2743	0.3094	-0.1049	0.1758	1										
Ca ²⁺	-0.5391	0.1181	-0.0995	0.4112	0.5179	0.0746	-0.3374	-0.4182	0.7793	-0.4357	-0.2438	-0.3246	0.1723	0.4056	0.3170	1									
Mg ²⁺	-0.1125	-0.6261	0.4985	0.4913	0.2070	0.8066	0.7451	-0.4353	-0.2000	-0.1966	-0.4024	-0.2394	0.8959	0.5476	-0.1033	-0.0312	1								
SO ₄ ²⁻	-0.3460	-0.6375	0.6008	0.4770	0.2690	0.5051	0.6732	-0.6367	-0.1257	-0.1517	-0.4247	-0.4367	0.9281	0.6785	-0.1202	0.0547	0.8502	1							
DBO	-0.4891	-0.1335	0.2481	0.5261	0.5967	0.2523	0.3146	-0.6295	0.1321	-0.3868	-0.3311	-0.2294	0.5590	0.6349	0.2708	0.1919	0.3121	0.5625	1						
COT	-0.2893	-0.9451	0.9509	0.6848	0.4363	0.4812	0.8140	-0.6636	-0.2050	-0.1323	-0.0598	-0.0828	0.6243	0.5876	0.4277	-0.0365	0.6167	0.7156	0.3678	1					
CT	0.4441	0.0952	-0.0711	-0.2490	-0.2034	-0.1035	0.1935	0.3098	-0.1226	-0.2260	-0.3000	0.2794	-0.2496	-0.3087	0.0129	-0.3527	-0.0259	-0.1884	-0.2016	-0.0808	1				
P-1D	0.7949	-0.0669	0.1613	-0.1334	-0.1838	0.3396	0.3376	0.4970	-0.3901	-0.0179	0.1867	0.7450	-0.3347	-0.4683	0.2821	-0.3998	0.0004	-0.3216	-0.2445	0.0128	0.4919	1			
P-5D	0.4877	-0.3102	0.3985	0.2577	0.2202	0.4804	0.5243	0.0875	-0.2339	-0.2015	0.0420	0.6011	-0.0767	-0.0924	0.5165	-0.2308	0.1758	-0.0989	0.0304	0.3122	0.4217	0.9055	1		
Q-1D	0.0022	-0.8270	0.7959	0.4511	0.0994	0.6105	0.9041	-0.4262	-0.4369	-0.0400	-0.2531	-0.1210	0.7706	0.4851	-0.0110	-0.2512	0.8401	0.8525	0.3037	0.8436	-0.0148	0.0922	0.2624	1	
Q-5D	0.5118	-0.6298	0.6684	0.2350	-0.0466	0.6514	0.8583	0.0164	-0.5600	-0.0403	-0.0597	0.3928	0.3316	0.0437	0.1743	-0.4346	0.5961	0.3980	0.0588	0.6069	0.3056	0.7081	0.7684	0.7684	1

pH: potencial hidrogeniônico; OD: oxigênio dissolvido; STD: sólidos totais dissolvidos; ST: sólidos totais; CE: condutividade elétrica; T: temperatura; PT: fósforo total; N-NH₃: nitrogênio amoniacal; NO₂⁻: nitrito; NO₃⁻: nitrato; Cl⁻: cloreto; Na⁺: sódio; K⁺: potássio; Ca²⁺: cálcio; Mg²⁺: magnésio; SO₄²⁻: sulfato; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; COT: carbono orgânico total; CT: coliformes termotolerantes; P-1D: precipitação do dia anterior a coleta; P-5D: precipitação de cinco dias antes da coleta; Q-1D: vazão do dia anterior à coleta; Q-5D: vazão de cinco dias antes da coleta.

5.8.3 Análises Multivariadas

5.8.3.1 *Análise de Componentes Principais (PCA)*

Para obter uma melhor compreensão da variabilidade dos dados e dos processos envolvidos, foi utilizada a análise de componentes principais (PCA). Foram trabalhados com a matriz formada pelo conjunto de todos os dados, 12 amostras (campanhas) e 25 variáveis (concentração dos parâmetros e dados hidroclimáticos).

A técnica foi aplicada com os dados pré-processados por autoescalamento e possibilitou gerar onze novas variáveis, ou componentes principais (PCs). Os dados de autovalor, variação total e variação acumulada estão apresentados na Tabela 17 para as onze componentes geradas.

Tabela 17. Autovalores e variâncias das componentes principais para o conjunto total de dados.

Componentes Principais	Autovalor	Variação Total (%)	Variação Acumulada (%)
PC1	9.62	38.47	38.47
PC2	6.17	24.68	63.15
PC3	3.14	12.57	75.72
PC4	2.05	8.20	83.92
PC5	1.22	4.90	88.82
PC6	0.87	3.47	92.30
PC7	0.84	3.36	95.66
PC8	0.44	1.77	97.43
PC9	0.35	1.39	98.82
PC10	0.21	0.83	99.66
PC11	0.09	0.34	100.00

Foi observado que as duas primeiras componentes principais (PC) representaram 63,15% da variabilidade total dos dados, sendo suficiente para descrever o sistema. A PC1 apresentou 38,47% da variabilidade dos dados e a PC2 24,68%. Na Tabela 18 estão mostrados os valores de peso para as duas primeiras PC.

Tabela 18. Valores de pesos para as duas primeiras componentes principais.

VARIÁVEIS	PC1	PC2
pH	-0.4694	0.8138
OD	-0.7843	-0.3414
Turbidez	0.7445	0.4004
STD	0.8439	-0.2031
ST	0.6213	-0.4325
CE	0.6426	0.3825
T	0.7659	0.5773
PT	-0.8243	0.4883
N-NH ₃	0.0053	-0.7124
NO ₂ ⁻	-0.3455	0.1628
NO ₃ ⁻	-0.3629	0.2998
Clorofila a	-0.2937	0.6838
Cl ⁻	0.8834	-0.1340
Na ⁺	0.8457	-0.4536
K ⁺	0.3057	0.0720
Ca ²⁺	0.1823	-0.6779
Mg ²⁺	0.7982	0.2240
SO ₄ ²⁻	0.8510	-0.0220
DBO	0.5951	-0.2854
COT	0.8778	0.2546
CT	-0.1733	0.4316
P-1D	-0.1383	0.8458
P-5D	0.2195	0.7101
Q-1D	0.8170	0.4284
Q-5D	0.4911	0.8470

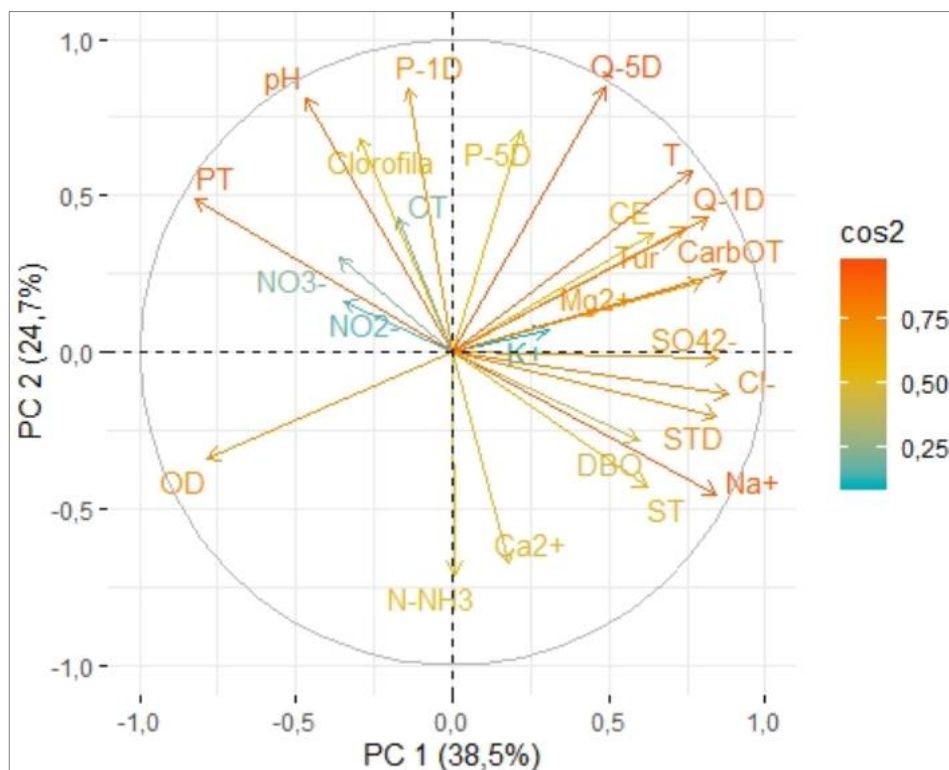
A PC1 é constituída principalmente pelas variáveis turbidez (0,7445), STD (0,8439), T (0,76559), Cl⁻ (0,8834), Na⁺ (0,8457), Mg²⁺ (0,7982), SO₄²⁻ (0,8510), COT (0,8778) e Q-1D (0,8170) com pesos positivos, e OD (-0,7843) e Ptotal (-0,8243) com pesos negativos. Com os pesos obtidos é possível sugerir que há uma correlação entre as variáveis, corroborando com o observado na matriz de correlação de Pearson, com correlação significativa de Mg²⁺, Na⁺ e SO₄²⁻ com o Cl⁻.

A PC2 se destaca pelos valores apresentados para N-NH₃ (-0,7124) com peso negativo, e pH (0,8138), P-1D (0,8458), P-5D (0,7101), Q-5D (0,8470) com pesos positivos. Estas variáveis portanto apresentam a segunda maior fonte de variância dos dados, sendo também valores próximos, estabelecendo uma provável correlação entre si.

A Figura 18 mostra a projeção de PC1 x PC2 que juntas descrevem 63,15% da variância total dos dados, sendo possível observar que há uma tendência na

formação de três grupos, se destacando aglomerado entre as variáveis com índice positivo na PC1 e na PC2 o pH e N-NH₃, principais responsáveis pela variabilidade.

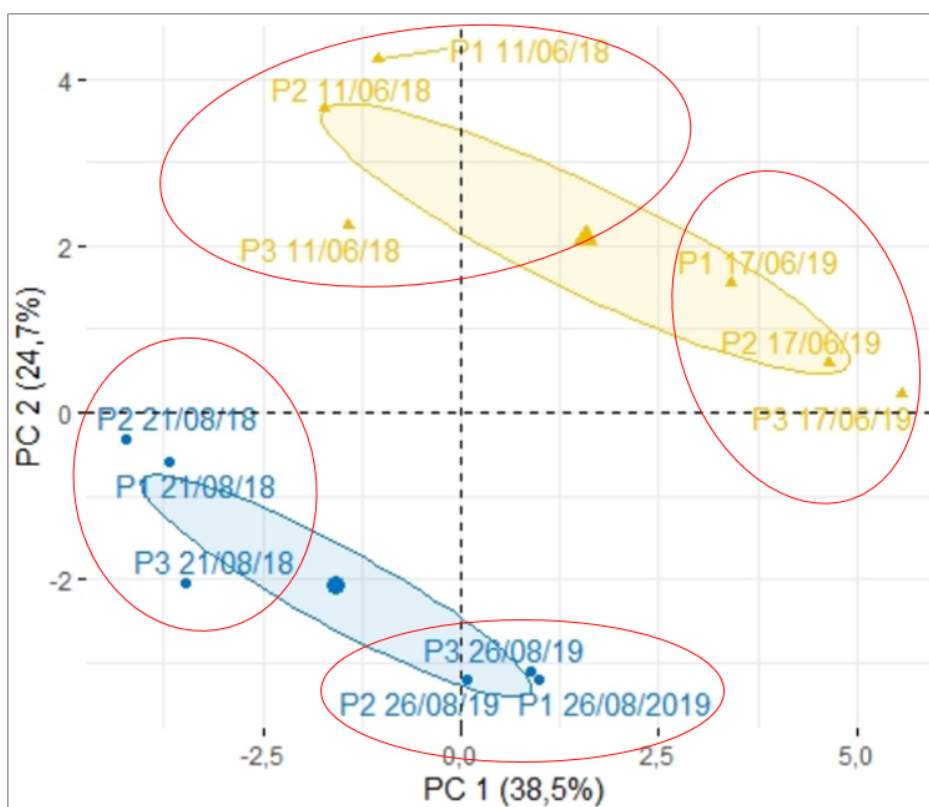
Figura 18 - Gráficos de correlação variável entre CP1 e CP2.



Observando os dados apresentados e correlacionando-os com os valores de concentração obtidos para cada parâmetro, é possível sugerir que as amostragens realizadas no ano de 2018 têm como principal contribuinte a concentração de P total. Enquanto que as amostragens realizadas em 2019 têm como contribuinte principal o N-NH₃.

A Figura 19 mostra o plano formado pelas duas primeiras componentes principais (PC1 e PC2), nesta pode-se observar que a uma tendência para formação de quatro conjuntos de pontos, onde esses pontos representam o local de amostragem e o período do ano em que foram realizadas as coletas.

Figura 19 - Gráfico de escores para o plano formado pelas duas primeiras componentes principais (PC1 e PC2), considerando os pontos de amostragem e o período do ano em que foram coletadas.



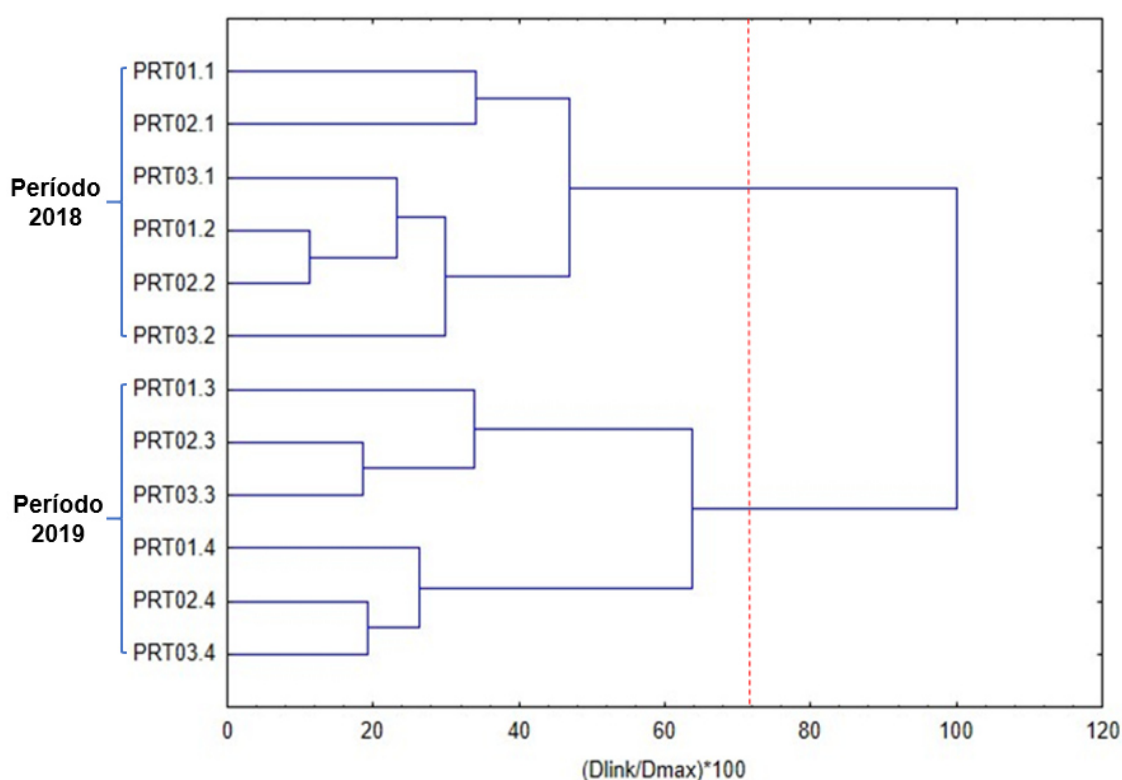
Observa-se na Figura 19 que a PC1 separa os pontos das campanhas de 2018 e 2019, e a PC2 separa as coletas realizadas em junho de agosto. Essa separação e agrupamento pode ser explicado observando os índices pluviométricos e vazão registrados na microbacia. Em 2019 foi registrado o dobro das precipitações pluviométricas, quando comparado a 2018. E os meses de junho/2018 e 2019 foram registrados um aumento de aproximadamente 32% da precipitação registrada em agosto/2018 e 2019.

A análise de componentes principais (PCA) realizada no estudo de Rodrigues *et al.* (2018) também mostrou que as variáveis da qualidade da água foram influenciadas e diferiram entre os períodos de maior e menor índices pluviométricos, na bacia do Córrego Água Limpa, em São Paulo, indicando a influência das precipitações nos parâmetros da qualidade da água.

5.8.3.1 Análise de Agrupamento Hierárquico (HCA)

A HCA foi aplicada nos dados autoescalados para verificar possível diferença entre os pontos amostrados, por campanha. A Figura 20 mostra o dendograma para as campanhas de coleta, considerando o período de amostragem. O método de ligação usado para agrupamento das amostras foi a medida Euclidiana das distâncias.

Figura 20 - Dendograma baseado na análise hierárquica de agrupamento de acordo com o método de ligação de Ward's usando a distância Euclidiana, mostrando os diferentes agrupamentos nas campanhas de amostragens.



Corroborando com os resultados encontrados na análise das componentes principais (PCA), observa-se que para a distância de 64% de dissimilaridades entre os períodos amostrais é possível visualizar a distinção entre os anos de amostragem, isso pode ser explicado por causa dos índices pluviométricos registrados na área da microbacia. Além disso, ressalta-se que com a diminuição do percentual de dissimilaridade, se torna possível separar nitidamente todas as campanhas.

Valle Junior *et al.* (2013) realizaram o diagnóstico temporal e espacial da qualidade das águas superficiais do rio Uberaba - MG, onde a análise de Cluster foi aplicada, também foi verificado a formação de grupos similares, diferenciando-se basicamente o grau de similaridade dos parâmetros analisados entre os períodos seco e chuvosos.

6 CONCLUSÃO

A avaliação da qualidade da água superficial da microbacia estudada estabeleceu um importante ponto de partida para definição de medidas de preservação e/ou recuperação de bacias hidrográficas, seus recursos naturais preservados, mostraram o relevante papel da floresta na qualidade das águas desse ecossistema.

A análise do atendimento à Resolução CONAMA 357/05, mostrou que as concentrações médias de OD ($5,68 \text{ mg L}^{-1}$), DBO ($3,45 \text{ mg L}^{-1}$) e coliformes termotolerantes ($407,61 \text{ NMP } 100\text{mL}^{-1}$) não se enquadraram aos padrões estabelecidos para classe 1 de águas doces, porém estão dentro dos limites para as demais classes.

O IQA mostrou-se uma importante ferramenta para avaliar de forma objetiva possíveis contaminantes do recurso hídrico estudado. Os resultados sugerem que as águas superficiais da microbacia, encontram-se em bom estado de conservação, porém, deve-se salientar, que este índice deve ser utilizado em complementação aos demais parâmetros de qualidade da água, com a necessidade de adequação aos limites impostos pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

O principal mecanismo que contribui para a qualidade da água da microbacia estudada, de acordo com o Diagrama de Gibbs, foi a precipitação atmosférica, também ficando evidente nas análises multivariadas, onde houve a separação das amostras nos períodos com maiores índices pluviométricos. A precipitação foi responsável pela drenagem que carregou os principais constituintes para as águas do riacho Timbó.

A correlação de Pearson, ajudou na compreensão e identificação das correlações entre os parâmetros físicos, químicos e biológicos confirmando os resultados encontrados e sua relação com os fatores naturais.

A análise de variância apontou que as concentrações dos parâmetros estudados, não apresentaram diferença espacial significativa, contudo deixou evidente diferenças estatísticas significativas entre as campanhas de amostragem, nos diferentes períodos dos anos estudados.

A análise de componentes principais (PCA) mostrou que os parâmetros pH, STD, Ptotal, N-NH₃, Cl⁻, Na⁺, SO₄²⁻ e DBO tiveram maior contribuição para a qualidade

do recurso hídrico investigado. A análise de agrupamento hierárquico (HCA) comprovou os resultados obtidos, separando as amostras entre os anos (2018 / 2019) e meses (junho / agosto) de coleta, ou seja, períodos mais chuvosos.

Dessa forma, pode-se observar que não há evidências de contaminação antropogênica na microbacia do riacho Timbó, ficando evidente que as características físicas, químicas e biológicas analisadas sofrem influência dos fatores naturais, provocando reflexos na qualidade do corpo hídrico investigado.

7 REFERÊNCIAS

ABELL, R.; ALLAN, J. D. Riparian shade and stream temperatures in an agricultural catchment, Michigan, USA. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 28, n. 1, p.232-237, Fev. 2002.

AGRIZZI, D. V. *et al.* Qualidade da água de nascentes do Assentamento Paraíso. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 3, p.557-568, Jun. 2018.

AGUIAR NETTO, A. O. **Descrição geral da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim**. In: Diagnóstico e avaliação ambiental de sub-bacia hidrográfica do rio Poxim. Relatório Final UFS/FAPESE, Aracaju, 2006.

AGUIAR NETTO, A. O.; MOREIRA, F. D.; NASCIMENTO, N. S. **Cenários dos corpos d'água**. In: Diagnóstico e avaliação ambiental de sub-bacia hidrográfica do rio Poxim. Relatório Final UFS/FAPESE, Aracaju, 2006.

ÁLVAREZ-CABRIA, M.; BARQUÍN, J.; PEÑAS, F. J. Modelling the spatial and seasonal variability of water quality for entire river networks: Relationships with natural and anthropogenic factors. **Science of the Total Environment**, v. 545-546, p.152-162, Mar. 2016.

ALVES, J. do P. H.; GARCIA, C. A. B. **Qualidade da água**. In: Diagnóstico e avaliação ambiental de sub-bacia hidrográfica do rio Poxim. Relatório Final UFS/FAPESE, Aracaju, 2006.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Baltimore: APHA, 2012. 2671 p.

ANA. Agência Nacional de Águas (Brasil). **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil** / Agência Nacional de Águas, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. Brasília: ANA, SPR, 2005.

ANA. Agência Nacional de Águas (Brasil). **Água Superficial**. Disponível em: <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua/agua-superficial>. Acesso em: 10 de novembro de 2018.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011, 844 p.

BARROS, R. V. G. e SOUZA, C. A. de. Qualidade do recurso hídrico do Córrego André, Mirassol D'Oeste, MT. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 24, Jun. 2012.

BARROSO, D. F. R. *et al.* Impactos de diferentes usos da terra sobre os recursos hídricos em microbacias no Nordeste Paraense na Amazônia Oriental. In: VASCONCELOS, S. S.; RUIVO, M. de L. P.; LIMA, A. M. M. de. (Org.). **Amazônia em tempo: impactos do uso da terra em diferentes escalas**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2017. 504 p.

BERTOSSI, A. P. A. *et al.* Qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas do solo no sul do Espírito Santo. **Revista Árvore**, v.37, n.1, p.107-117, Jan. 2013.

BERTOL, O. J. *et al.* Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, p.781-792, Ago. 2007.

BRASIL. Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código de Águas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 20 jul. 1934. Disponível em: <https://www.jusbrasil.com.br/diarios/DOU/1934/07/20/Secao-1>. Acesso em: 2 jul. 2018.

BRASIL. **Lei 3.870, nº de 25 de setembro de 1997**. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos de Sergipe. **Diário Oficial**, Aracaju, SE, 26 set. 1997. Disponível em: http://progestao.ana.gov.br/portal/progestao/panorama-dos-estados/se/lei-no3-595-95_se.pdf. Acesso em: 20 jun. 2018.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 8 jan. 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em: 12 abr. 2018.

BRASIL. **Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000**. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 jul. 2000. Disponível em: <https://presrepublica.jusbrasil.com.br/legislacao/101714/lei-de-criacao-da-ana-lei-9984-00>. Acesso em: 24 ago. 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Boas práticas no abastecimento de água: procedimentos para a minimização de riscos à saúde / Ministério da Saúde**, Secretaria de Vigilância em Saúde. – Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 252 p. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/boas_praticas_agua.pdf. Acesso em: 30 ago. 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano/ Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde**. – Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 212 p. – (Série B. Textos Básicos de Saúde). Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf. Acesso em: 10 dez. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução N° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 20 mar. 2018.

BOWES, M. J. *et al.* Spatial and temporal changes in chlorophyll-a concentrations in the River Thames basin, UK: Are phosphorus concentrations beginning to limit phytoplankton biomass?. **Science of the Total Environment**, v. 426, p.45-55, Abr. 2012.

BROWN, R.M. *et al.* A water quality index - do we dare? **Water & Sewage Works**, Chicago, v. 117, n. 10, p. 339-343, Out. 1970.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205, Jan. 2013.

CALIJURI, M.C.; BUBEL, A.P.M. Conceituação de Microbacias. In: LIMA, W de P.; ZAKIA, M.J.B. (org.). **As florestas plantadas e a água. Implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: Rima, 2006. 226p.

CALIJURI, M. L. *et al.* Impact of land use/land cover changes on water quality and hydrological behavior of an agricultural subwatershed. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 6, p. 5373-5382, Maio 2015.

CECÍLIO, R.A.; REIS, E.F. **Manejo de bacias hidrográficas**. Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Rural, 2006, 10p.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2017**. (Série Relatórios). São Paulo: CETESB, 2018, p.301. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-%C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-S%C3%A3o-Paulo-2017.pdf>. Acesso em: 29 ago. 2018.

CHAPMAN, D. **Water quality assessment**. In: Chapman, D. (Ed.), On behalf of UNESCO, WHO and UNEP, Chapman & Hall, London, 1996. 585 p.

CHEN, J.; LU, J. Effects of Land Use, Topography and Socio-Economic Factors on River Water Quality in a Mountainous Watershed with Intensive Agricultural Production in East China. **Plos One**, v. 9, n. 8, p.01-12, Ago. 2014.

CORBETT, E. S.; LYNCH, J. A. Management of Streamside Zones on Municipal Watersheds. **1st North American Riparian Conference**, Tucson, Arizona, Abr. 1985.

CORNELLI, R. *et al.* Análise da Influência do Uso e Ocupação do Solo na Qualidade da Água de Duas Sub-Bacias Hidrográficas do Município de Caxias do Sul. **Scientia cum Industria**. v. 4, n. 1, p.1-14, Abr. 2016.

DAI, S.G. **Environmental Chemistry High**. Education Press, Peking, 1996. 100 p.

DEZUANE, J. **Handbook of Drinking Water Quality**. 2. ed. John Wiley and Sons, Hoboken. 1997. 592 p.

DING, J. *et al.* Impacts of Land Use on Surface Water Quality in a Subtropical River Basin: A Case Study of the Dongjiang River Basin, Southeastern China. **Water**, v. 7, n. 12, p.4427-4445, Ago. 2015.

DOJLIDO, J.R. **Chemistry of Water and Water Pollution (Ellis Horwood Series in Water and Wastewater Technology)**. Ellis Horwood, London, 1994. 544 p.

DUARTE, K. M. R. *et al.* Qualidade microbiológica da água para consumo animal. **Boletim de Indústria Animal**, v. 71, n. 2, p. 135-142, Maio 2014.

ESTEVEES, F. de A. (Coord.). **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 2011. 790 p.

FERNADES, M. M. *et al.* Influência do uso do solo na qualidade de água da microbacia Glória, Macaé – RJ. **Engenharia Ambiental** - Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 2, p. 105-116, Abr. 2011.

FERNADES, M. M. *et al.* Influência do uso do solo na qualidade de água da microbacia Palmital, Macaé – RJ. **Revista Verde**, Mossoró – RN, v. 7, n. 3, p. 137-142, Jul. 2012.

FIA, R. *et al.* Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, v. 4, n. 1, p.132-141, Abr. 2009.

FRANCO, R. A. M.; HERNANDEZ, F. B. T. Qualidade de água na microbacia do Coqueiro, noroeste do Estado de São Paulo. **Water Resources and Irrigation**. v.1, n.1, p.61-69, Out. 2012.

FRITZSONS, E. *et al.* Consequências da alteração da vazão sobre alguns parâmetros de qualidade de água fluvial. **Revista Floresta**. v. 33, n. 2, p. 201-214, Ago. 2004.

FUJII, K. *et al.* Acidification of tropical forest soils derived from serpentine and sedimentary rocks in East Kalimantan, Indonesia. **Geoderma**, v. 160, n. 3-4, p. 311-323, Jan. 2011.

GALATTO, S. L. *et al.* Diagnóstico ambiental de nascentes no município de Criciúma, Santa Catarina. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 5, n. 1, p. 39-56, 2011.

GIBBS, R. Mechanism controlling world river water chemistry. **Science**, v.170, p.1088-1090, Dez. 1970.

GIRARDI, R. *et al.* Evolution of physicochemical species concentration in streams based on heavy rainfall event data obtained for high-frequency monitoring. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 21, n. 4, p.653-665, Set. 2016.

GORDEEV, V. V. e SIDOROV, L. S. Concentrations of major elements and their outflow into the Laptev Sea by the Lena River. **Marine Chemistry**, v. 43, p. 33-45, Jul. 1993.

GOMES, M. A. F.; PEREIRA, L. C. **Água no século XXI – desafios e oportunidades**. Cenário da água no mundo. EcoDebate, 2012. Disponível em: <https://www.ecodebate.com.br/2012/06/04/agua-no-seculo-xxi-desafios-e-oportunidades-artigo-de-marco-antonio-ferreira-gomes-e-lauro-charlet-pereira/>. Acesso em: 17 jun. 2018.

GÓRNIK, A. Spatial and temporal patterns of total organic carbon along the Vistula River course (Central Europe). **Applied Geochemistry**, v. 87, p.93-101, Dez. 2017.

GROS, N. *et al.* Ionic composition of seawaters and derived saline solutions determined by ion chromatography and its relation to other water quality parameters. **Journal of Chromatography**. v.1210, p.92-98, Out. 2008.

GUERRA, A.J.T.; CUNHA, S.B. **Geomorfologia e Meio Ambiente**. 5. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. 394 p.

GUIMARÃES, R. C. e CABRAL, J. A. S. Análise de Variância. In: **Estatística**. 2. ed. McGraw-Hill, 2007. cap. 6, 13p.

GUO, F.; JIANG, G.; ZHAO, H.; POLK, J.; LIU, S. Physicochemical parameters and phytoplankton as indicators of the aquatic environment in karstic springs of South China, **Science of the Total Environment**, v. 659, p. 74–83, Abr. 2019.

HANSEN, A. M.; MARQUEZ-PACHECO, H. Procedimiento para evaluar cargas internas de nutrientes en cuerpos de agua. **Revista Mexicana de Ciencias Geológicas**, v. 29, n. 1, p. 265-275, Abr. 2012.

KLUGE, R. A.; TEZOTTO-ULIANA, J. V.; da SILVA, P. P. M. Aspectos fisiológicos e ambientais da fotossíntese. **Revista Virtual de Química**, v. 7, n. 1, p. 56-73, Nov. 2015.

LAINI, A.; BARTOLI, M.; LAMASTRA, L.; CAPRI, E.; BALDERACCHI, M.; TREVISAN, M. Herbicide contamination and dispersion pattern in lowland springs, **Science of the Total Environment**, v. 438, p. 312–318, Nov. 2012.

LATORRE, C. H. *et al.* Carbon nanotubes as solid-phase extraction sorbents prior to atomic spectrometric determination of metal species: A review. **Analytica Chimica Acta**, v. 749, p. 16-35, Out. 2012.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 3. ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2010. 494 p.

LOPES, L. F. D. **Métodos Quantitativos**. 1. ed. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2016. 266 p.

LOPES, F. F. **Monitoramento ambiental da Bacia Hidrográfica do lago Guaíba – RS– Brasil, através da utilização de diferentes metodologias aplicadas à toxocenoses de peixes**. 2006. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

LUMB, A. *et al.* A Comparative Study of USA and Canadian Water Quality Index Models. **Water Quality, Exposure and Health**, v. 3, n. 3-4, p.203-216, Jan. 2012.

LUOGON, M. S.; LOUZADA, F. L. R. O.; ROCHA, S. A. GARCIA, G. de. O.; SANTOS, A. R. dos. Diagnóstico ambiental da sub-bacia hidrográfica do córrego amarelo, abordando o uso e ocupação do solo e a qualidade da água. **Engenharia Ambiental**, v. 6, n. 3, p.350-367. Dez. 2009.

MAKINECI, E.; DEMIR, M.; KARTALOGLU, M. Acidity (pH) and electrical conductivity changes in runoff water from ditches of paved and unpaved forest roads. **Baltic forestry**, v. 21, n. 1, p.170-175, Jan. 2015.

MANOEL, L. de O.; CARVALHO, S. L. de. Avaliação do índice de qualidade da água (IQA) na microbacia do córrego caçula no município de Ilha Solteira/SP – Dados Preliminares. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 8, n. 2, Nov. 2012.

MARMONTEL, C. V. F. *et al.* Effects of land use and sampling distance on water quality in tropical headwater springs (Pimenta creek, São Paulo State, Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 622-623, p.690-701, Maio 2018.

MARQUES, E. D. *et. al.* Controle Hidrogeoquímico e origem da carga dissolvida das águas da bacia do rio São João: abordagem sobre as variações sazonais. **Revista Virtual de Química**, v. 9, p. 2100-2120, Out. 2017.

MARTINS, R. C.; VALENCIO, N. F. L. S. **Uso e Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil: Desafios Teóricos e Político-Institucionais**. São Carlos – SP. RIMA, 2003. 293 p.

MEDEIROS, G. A.; ARCHANJO, P.; SIMIONATO, R.; REIS, F. A. G. V. Diagnóstico da qualidade da água na microbacia do Córrego Recanto, em Americana, no Estado de São Paulo. **Geociências**, v. 28, n. 2, p. 181-191, Dez. 2009.

MEDEIROS, S. R. M. de *et al.* Índice de qualidade das águas e balneabilidade no Riacho da Bica, Portalegre, RN, Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 11, n. 3, p.711-730, Jun. 2016.

MELLO, K. de *et al.* Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 93, p.1293-1301, Out. 2018.

MELLO, K. de *et al.* Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v. 167, p.130-138, Ago. 2018.

MERCHÁN, D. *et al.* Geochemical processes controlling water salinization in an irrigated basin in Spain: Identification of natural and anthropogenic influence. **Science of the Total Environment**, v. 502, p.330-343, Jan. 2015.

MERTEN, G. H. e MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v.3, n.4, p.33-38, Jan. 2002.

MONTE-MOR, R. C. de A. **Análise de processos hidrológicos em bacias de rios intermitentes no semiárido mineiro**. 2012. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Escola de Engenharia da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

MORETTO, D. L. *et al.* Calibração do índice de qualidade da água (IQA) com base na Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 29-42, Ago. 2012.

MOURA, L. H. A.; BOAVENTURA, G. R.; PINELLI, M. P. A qualidade de água como indicador de uso e ocupação do solo: bacia do Gama - Distrito Federal. **Química Nova**, v. 33, n. 1, p.97-103, Jan. 2010.

NONATO, E. A. *et al.* Tratamento estatístico dos parâmetros da qualidade das águas da bacia do alto curso do Rio das Velhas. **Química Nova**, v. 30, n. 4, p.797-804, Ago. 2007.

OLIVEIRA, A. P. de; GOMES NETO, J. A.; FERREIRA, M. M. C. Uso da análise exploratória de dados na avaliação de modificadores químicos para determinação direta e simultânea de metais em álcool combustível por GFAAS. **Eclética Química**, v. 31, n. 1, p. 07-12, Mar. 2006.

OLIVEIRA, B. S. S. de.; CUNHA, A. C. da; Correlação entre qualidade da água e variabilidade da precipitação no sul do Estado do Amapá. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 9, n. 2, p.261-275, Jun. 2014.

OLIVEIRA, J. R. de; QUEIROZ, T. M. de. Relação sólidos/turbidez no rio Grande Vermelho - MT: afluente do rio Paraguai na cabeceira do Pantanal. In: 7º SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 2018, Jardim-MS. **Anais**. Jardim: Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2018, p. 200-209.

OTT, W. **Environmental indices: theory and practice**. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science, 1978, 371 p.

PAIVA, J. B. D. de.; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001. 625 p.

PARMAR, K. S. e BHARDWAJ, R. Wavelet and statistical analysis of river water quality parameters. **Applied mathematics and computation**, v. 219, p. 10172-10182. Jun. 2013.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. de F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Embrapa Florestas, Colombo, PR, 2011. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/921050/1/Doc232ultimaversao.pdf>. Acesso em: 04 nov. 2018.

PBMC – Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. **Impactos, vulnerabilidades e adaptação às mudanças climáticas**. Contribuição do Grupo de Trabalho 2 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao Primeiro Relatório da Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas [Assad, E.D., Magalhães, A. R. (eds.)]. COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, p. 414, 2014.

PETRUF, L. A.; SACCO, V. A.; LUCIO, L. C. Oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), temperatura e condutividade elétrica como parâmetros físico-químicos da água do Ribeirão Morangueira. IN: VII EPCC – ENCONTRO INTERNACIONAL DE PRODUÇÃO CIENTÍFICA CESUMAR, 2011. Maringá-PR. **Anais**. Maringá: CESUMAR – Centro Universitário de Maringá, 2011.

POLETO, C.; Carvalho, L. S.; TSUNAO, M. Avaliação da qualidade da água em uma microbacia hidrográfica no município de Ilha Solteira (SP). **Holos Environment**, v.10, p.95-109, Fev. 2010.

PONTES, P. P.; MARQUES, A. R.; MARQUES, G. F. Efeito do uso e ocupação do solo na qualidade da água na micro-bacia do Córrego Banguelo – Contagem. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 7, n. 3, p.183-194, Dez. 2012.

QASIM, A. *et. al.* Optimization of process parameters for machining of AISI-1045 steel using Taguchi design and ANOVA. **Simulation Modelling Practice and Theory**, v. 59, p. 36-51. Dez. 2015.

QUEIROZ, L. G.; SILVA, F. T. da; PAIVA, T. C. B. de. Caracterização estacional das variáveis físicas, químicas, biológicas e ecotoxicológicas em um trecho do Rio Paraíba do Sul, SP, Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 12, n. 2, p.238-248, Fev. 2017.

RAO, Wenbo *et al.* Major ion chemistry of a representative river in South-central China: Runoff effects and controlling mechanisms. **Journal of Hazardous Materials**, v. 378, p.120-130, Out. 2019.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, 2018.

REBOUÇAS, A. da C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação**. 4. ed. São Paulo: Escrituras, 2015. 732 p.

RIBEIRO, Tiago Godoi *et al.* Estudo da qualidade das águas por meio da correlação de parâmetros físico-químicos, Bacia Hidrográfica do Ribeirão Anicuns. **Geochimica Brasiliensis**, v. 30, n. 1, p.84-94, Jun. 2016.

RIMOLDI, Federico *et al.* Multidisciplinary approach to a study of water and bottom sediment quality of streams associated with mixed land uses: Case study Del Gato Stream, La Plata (Argentina). **Ecological Indicators**, v. 89, p.188-198, Jun. 2018.

ROCHA, C. H. B; SILVA, T. M. da; FREITAS, F. A. Processos condicionantes de alterações em variáveis limnológicas: uma abordagem estatística na Represa de São Pedro, Juiz de Fora (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, n.1, p.131-138, Jan. 2016.

RODRIGUES, V. *et al.* Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: The headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo (Brazil). **Science Of The Total Environment**, v. 622-623, p.1553-1561, Maio 2018.

SANTOS, A. C. Noções de hidroquímica. In: FEITOSA, F. A. C e FILHO, J. M (org.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 2. ed. Fortaleza: CPRM/REFO, LABHID-UFPE, 2000.

SANTOS, E. P. P. *et al.* Coliformes Totais e Termotolerantes em água de nascentes utilizadas para o consumo humano na zona rural do município de Varre-Sai, RJ. **Scientia Plena**, v. 11, n.05, Mar. 2015.

SANTOS, J. S. *et al.* Optimization of the operating conditions using factorial designs for determination of uranium by inductively coupled plasma optical emission spectrometry. **Microchemical Journal**, v.97, p.113-117, Mar. 2011.

SANTOS, H. G. dos; *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356 p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/sibcs>. Acesso em: 3 de jan. 2019.

SANTOS, Q. R; FRAGA, M. S.; ULIANA, E. M; REIS, A. S; BARROS, F. M. Monitoramento da qualidade da água em uma seção transversal do rio Catolé, Itapetinga-BA. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v.9, n.16, Jul. 2013.

SERGIPE, Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia – SEPLANTEC. **Gestão participativa das águas de Sergipe**. Superintendência de Recursos Hídricos – SRH. Aracaju, 2002. 72 p.

SILVA, A. S.; BUSCHINELLI, C. C. A.; RODRIGUES, I. A.; MACHADO, R. E. **Índice de sustentabilidade ambiental do uso da água (ISA_ÁGUA): municípios da região do entorno do rio Poxim, SE**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 46 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento). Disponível em: https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/14506/indice-de-sustentabilidade-ambiental-do-uso-da-agua-isa_agua-municipios-da-regiao-do-entorno-do-rio-poxim-se. Acesso em: 10 jan. 2019.

SILVA, M. G. **Modelagem Ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Poxim-Açu/SE e suas Relações Antrópicas**. 2013. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão. 2013.

SILVEIRA, C. A. da *et al.* Análise microbiológica da água do Rio Bacacheri, em Curitiba (PR). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 5, p.933-938, Out. 2018.

SILVERIO, G. S. *et al.* As condições ambientais da microbacia do Rio Passo da Pedra. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, n. 5, p. 1029-1042, Set. 2011.

SKOOG, D. A.; HOLLER, F. J.; CROUCH, S. R. **Princípios de Análise Instrumental**. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2017. 992 p.

SLADECEK, V. **System of water quality from biological point of view**. Advances in Limnology, v.7, 1973, 218 p.

SMA, SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE. Departamento de Proteção da Biodiversidade. **Cadernos da Mata Ciliar - N 1** (2009), São Paulo, 2009.

SOARES, R. D. B.; CRUZ, R. W. L.; SILVA, C. E. A influência da precipitação na variabilidade da qualidade da água do rio Parnaíba. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 9, p.16645-16674, Set. 2019.

SOMLYODY, L; VARIS, O. Freshwater under pressure. **International Review for Environmental Strategies**, v.6, n.2, p.181-204, Mar. 2006.

STEINHART, C. E.; SCHIEROW, L.J.; CHESTERS, G. A review of water quality and related indices. Great Lakes Environmental Planning Study contribution n. 38, **Water Resources Centre**, University of Wisconsin, Madison, Wisconsin, USA, 1981.

STEINHART, C. E.; SCHIEROW, L.J; SONZOGNI, W.C. An environmental quality index for the Great Lakes. **Journal of American Water Resources Association**, Dez. 1982.

SOUZA, I. F; RODRIGUES, S.A. Avaliação da Qualidade da Água do córrego São Caetano-Botucatu-SP. **Geoambiente On-Line**. Revista eletrônica do curso de geografia-UFG/REJ. Jataí-GO, n.26, Jun.2016.

SUGIMOTO, S.; NAKAMURA, F.; ITO, A. Heat budget and statistical analysis of the relationship between stream temperature and riparian forest in the Toikanbetsu river basin, Northern Japan. **Journal of Forest Research**, v.2, n.2, p.103-107, Maio 1997.

SWIFT Jr, L. W.; MESSER, J. B. Forest cuttings raise temperatures of small streams in the Southern Appalachians. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.26, n.3, p. 111-117, Jun. 1971.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Uniará**, n.20, p.136-157, Jul. 2007.

TYAGI, S. *et al.* Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index. **American Journal of Water Resources**, vol. 1, n. 3, p. 34-38, Jan. 2013.

TUCCI, C. E. M. **Gestão da água no Brasil** – Brasília: UNESCO, 2001. 156p. Disponível em: <http://unesdoc.unesco.org/images/0012/001298/129870POR.pdf>. Acesso em: 11 ago. 2018.

TUCCI, C. E. M. *et al.* **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS / ABRH. 2015. 943p.

TUCCI, C. E. M. e MENDES, C. A. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica**. Brasília: MMA, 2006. 302 p. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_pnla/_arquivos/sqa_3.pdf. Acesso em: 11 ago. 2018.

US Environmental Protection Agency (EPA). **Method 350.2, Nitrogen, Ammonia (Colorimetric, Titrimetric, Potentiometric Distillation Procedure)**, 1974.

VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. M.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambiente e Água**, v. 6, n. 1, p. 118-130, Jan. 2011.

VERONEZ, B. P. **Análise da influência da precipitação pluviométrica e do uso do solo sobre a qualidade da água em microbacias hidrográficas no nordeste Paraense, Amazônia oriental**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011. Disponível em: <http://repositorio.ufes.br/jspui/bitstream/10/10252/1/tese_5203_BRUNELLA%20PIA%20VERONEZ.pdf>. Acesso em: 25 nov. 2019.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 3. ed, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Belo Horizonte, 2005. 452 p.

ZANINI, H. L. T. *et al.* Caracterização da água da microbacia do córrego rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Engenharia Agrícola**, v.30, p.732-741, Ago. 2010.

**APÊNDICE A - FOTOS DAS LOCALIZAÇÕES DOS PONTOS DE COLETA NA
MICROBACIA DO RIACHO TIMBÓ.**

Figura 21 - Local do primeiro ponto de coleta (PRT-01), próximo a nascente.



Fonte: Acervo pessoal, 2018.

Figura 22 - Local do segundo ponto de coleta (PRT-02), próximo a barragem com vertedouro triangular.



Fonte: Acervo pessoal, 2018.

Figura 23 - Local do terceiro ponto de coleta (PRT-03), após a barragem com vertedouro triangular.



Fonte: Acervo pessoal, 2018.